Décision d’examen spécial SRD2021-03

Décision d’examen spécial concernant les risques posés par la clothianidine pour les invertébrés aquatiques

Décision finale

(also available in English)

Le 31 mars 2021

Ce document est publié par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec :

Publications
Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
Santé Canada
2720, promenade Riverside
I.A. 6607 D
Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Internet : Canada.ca/les-pesticides
hc.pmra.publications-arla.sc@canada.ca
Télécopieur : 613-736-3758
Service de renseignements :
1-800-267-6315 ou 613-736-3799
hc.pmra.info-arla.sc@canada.ca

Canada

ISSN : 2561-6358 (en ligne)

Numéro de catalogue : H113-17/2021-3F (publication imprimée)
H113-17/2021-3F-PDF (version PDF)

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de Santé Canada, 2021

Tous droits réservés. Il est interdit de reproduire ou de transmettre l'information (ou le contenu de la publication ou du produit), sous quelque forme ou par quelque moyen que ce soit, reproduction électronique ou mécanique, photocopie, enregistrement sur support magnétique ou autre, ou de la verser dans un système de recherche documentaire, sans l'autorisation écrite préalable de Santé Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0K9.

Table des matières

Décision d'examen spécial 1
Résultats de l'évaluation scientifique 2
Décision réglementaire concernant la clothianidine 2
Mesures d'atténuation des risques visant à protéger les invertébrés aquatiques 3
Prochaines étapes 4
Autres renseignements 5
Mise à jour de l'évaluation scientifique 6
1.0 Évaluation révisée des risques pour l'environnement 6
1.1 Toxicité pour les invertébrés aquatiques 6
1.1.1 Révisions apportées aux critères d'effet toxicologique signalés dans le document PSRD2018-01 7
1.1.2 Renseignements supplémentaires sur la toxicité pour les invertébrés aquatiques qui ont été pris en compte 7
1.2 Autres données de surveillance des eaux prises en compte 10
1.3 Évaluation révisée des risques pour l'environnement 13
1.3.1 Paramètres révisés des effets de la clothianidine 13
1.3.2 Évaluation préliminaire des risques 19
1.3.3 Évaluation des risques dus à la dérive de pulvérisation 19
1.3.4 Méthodologie d'évaluation du ruissellement 20
1.3.5 Rapports d'incidents relatifs à l'environnement 38
1.4 Incertitudes relevées dans l'évaluation des risques 38
1.4.1 Protection de la communauté et rétablissement 38
1.4.2 Modélisation 38
1.4.3 Surveillance 39
1.4.4 Caractérisation du risque 42
1.5 Discussion sur l'évaluation des risques et conclusions 44
1.6 Atténuation des risques requise pour les invertébrés aquatiques 54
1.6.1 Restrictions d'utilisation 54
1.6.2 Zones tampons de pulvérisation 55
Liste des abréviations 57
Annexe I Produits contenant de la clothianidine homologués au Canada[1] qui sont assujettis à la présente décision d'examen spécial 59
Annexe II Usages commerciaux homologués de la clothianidine au Canada en date du 31 juillet 2020 qui sont visés par le présent examen spécial 61
Annexe III Commentaires et réponses 64
Annexe IV Toxicité pour les invertébrés aquatiques 138
Annexe V Distribution de la sensibilité des espèces 170
Annexe VI Résumé des scénarios de modélisation des eaux 175
Annexe VII Résumé de l'analyse de la surveillance 177
Annexe VIII Modifications à apporter à l'étiquette des produits contenant de la clothianidine 209
Annexe IX Références 214

Décision d’examen spécial

En vertu du paragraphe 17(1) de la *Loi sur les produits antiparasitaires*, l’Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada a procédé à l’examen spécial de toutes les utilisations en agriculture et sur les surfaces gazonnées des produits antiparasitaires homologués contenant de la clothianidine. La décision de réaliser l’examen spécial est fondée sur une analyse préliminaire des renseignements disponibles sur la concentration et la fréquence de détection de clothianidine dans le milieu aquatique. Cet examen spécial vise à étudier un aspect préoccupant, à savoir le risque pour les invertébrés aquatiques exposés à la clothianidine appliquée en traitement des semences, en traitement foliaire ou en traitement du sol.

Santé Canada a évalué l’aspect préoccupant à l’origine de l’examen spécial conformément au paragraphe 18(4) de la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Le projet de décision d’examen spécial a été publié aux fins de consultation dans le Projet de décision d’examen spécial PSRD2018-01, *Examen spécial des risques posés par la clothianidine pour les invertébrés aquatiques : Projet de décision aux fins de consultation*[1]. Depuis la publication du document PSRD2018-01 le 15 août 2018, un grand nombre de commentaires ont été reçus durant la période de consultation. Les renseignements exhaustifs tirés des documents publiés ainsi que les données reçues des titulaires et des réseaux de surveillance environnementale[2] ont également été pris en compte.

De plus, au cours de la période de consultation, Santé Canada a publié une décision de réévaluation finale portant sur les effets de la clothianidine sur les insectes pollinisateurs, la Décision de réévaluation RVD2019-05, *Clothianidine et préparations commerciales connexes : réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs*. La présente décision d’examen spécial tient compte des mesures d’atténuation supplémentaires mises en place à la suite de la réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs. Santé Canada a terminé l’examen spécial de la clothianidine, et la présente décision finale d’examen spécial a entraîné des changements au projet de décision réglementaire décrit dans le document PSRD2018-01.

La liste des références contenant les renseignements sur lesquels s’appuie le projet de décision d’examen spécial est présentée dans le PSRD2018-01. D’autres renseignements utilisés dans la décision d’examen spécial figurent à l’annexe IX du présent document de décision d’examen spécial (SRD). Par conséquent, la liste complète des références utilisées dans la présente décision finale concernant l’examen spécial comprend les renseignements figurant à la section Références du PSRD2018-01 et ceux figurant à l’annexe IX du présent document.

Le présent document décrit la décision réglementaire finale[3] concernant l’examen spécial de la clothianidine, y compris les mesures d’atténuation des risques requises pour protéger les invertébrés aquatiques. Tous les produits antiparasitaires homologués au Canada contenant de la clothianidine et destinés à une utilisation en agriculture et sur les surfaces gazonnées sont

1 « Énoncé de consultation » conformément au paragraphe 28(2) de la *Loi sur les produits antiparasitaires.*

2 Pour plus de détails sur le réseau de surveillance environnementale, veuillez consulter la section 1.5.1 de la réponse aux commentaires.

3 « Énoncé de décision » conformément au paragraphe 28(5) de la *Loi sur les produits antiparasitaires*.

assujettis à la présente décision d'examen spécial (voir l'annexe I). L'annexe II énumère toutes les utilisations homologuées des préparations commerciales à usage commercial contenant de la clothianidine qui ont fait l'objet du présent examen spécial, en tenant compte des restrictions d'utilisation applicables indiquées dans le document RVD2019-05. Un résumé des commentaires formulés pendant la période de consultation ainsi que la réponse de Santé Canada à ces commentaires sont présentés à l'annexe III. Toutes les données qui ont servi de fondement au projet d'examen spécial sont publiées dans le document PSRD2018-01. Les données supplémentaires utilisées dans la décision finale concernant l'examen spécial, y compris les données reçues pendant la période de consultation, sont énumérées à l'annexe IV à titre d'information sur la toxicité et à l'annexe VII à titre d'information sur la surveillance.

En vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*, Santé Canada a conclu que le maintien de l'homologation des produits contenant de la clothianidine est acceptable pourvu que des mesures supplémentaires d'atténuation des risques soient mises en place (c'est-à-dire des changements aux conditions d'homologation). Une évaluation des renseignements scientifiques disponibles a révélé que les utilisations de produits contenant de la clothianidine satisfont aux normes actuelles de protection de l'environnement lorsque ces produits sont utilisés conformément au mode d'emploi figurant sur l'étiquette révisée, qui comprend des mesures d'atténuation. Des modifications doivent être apportées aux étiquettes : elles sont résumées ci-dessous et présentées à l'annexe VIII.

Résultats de l'évaluation scientifique

L'évaluation des risques environnementaux a tenu compte des révisions apportées aux utilisations de la clothianidine décrites dans le document RVD2019-05, des commentaires scientifiques reçus sur les interprétations des études pendant la période de consultation sur le document PSRD2018-01, des données de toxicité pertinentes récemment publiées et des données supplémentaires de surveillance des eaux. D'après ces données, il a été déterminé que les risques pour les invertébrés aquatiques découlant d'une exposition chronique à la clothianidine après l'application dans certaines conditions actuellement homologuées sont acceptables. Dans le cas des utilisations pour lesquelles les risques n'ont pas été jugés acceptables, des mesures d'atténuation sont nécessaires pour réduire au minimum l'exposition des invertébrés aquatiques, ce qui comprend des changements au profil d'emploi ou la révocation de l'utilisation dans les cas où les options d'atténuation n'ont pas été jugées viables. Outre les mesures d'atténuation prescrites, des modifications doivent être apportées à l'étiquette, notamment l'ajout de pratiques de gestion exemplaires et d'énoncés informant les utilisateurs de la toxicité pour les organismes aquatiques.

Décision réglementaire concernant la clothianidine

Santé Canada a terminé l'examen spécial des risques que pose la clothianidine pour les invertébrés aquatiques. À la suite d'une évaluation de l'aspect préoccupant, en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*, Santé Canada a conclu qu'avec des mesures d'atténuation des risques supplémentaires, le maintien de l'homologation des produits contenant de la clothianidine est acceptable. L'évaluation des renseignements scientifiques disponibles a révélé que certaines utilisations des produits contenant de la clothianidine satisfont aux normes

actuelles de protection des communautés d'invertébrés aquatiques lorsque ces produits sont utilisés conformément aux conditions d'homologation révisées, lesquelles comprennent des modifications à apporter au mode d'emploi figurant sur les étiquettes. Ces modifications, qui sont résumées ci-dessous et présentées à l'annexe VIII, doivent être apportées à l'étiquette de toutes les préparations commerciales. Certaines utilisations de la clothianidine sont révoquées, car les risques pour les invertébrés aquatiques se sont révélés inacceptables.

Mesures d'atténuation des risques visant à protéger les invertébrés aquatiques

Les étiquettes des produits antiparasitaires homologués précisent le mode d'emploi de ces produits. On y trouve notamment des mesures d'atténuation des risques visant à protéger la santé humaine et l'environnement. Les utilisateurs sont tenus par la loi de s'y conformer. Les modifications à apporter, qui peuvent comprendre la révision ou la mise à jour des énoncés figurant sur les étiquettes ou des mesures d'atténuation à la suite de la présente décision d'examen spécial, sont résumées ci-dessous. Voir l'annexe VIII (Modifications à apporter à l'étiquette).

Pour protéger les communautés d'invertébrés aquatiques, Santé Canada révoque les utilisations suivantes de la clothianidine :

- application dans la raie de semis pour les pommes de terre;
- traitement des semences pour les légumes-feuilles et les oignons à botteler semés au champ. La densité de semis pour ces cultures dépasse la dose maximale d'application admissible de 100 g p.a./ha.

Santé Canada modifie les conditions d'utilisation de la clothianidine pour les cultures suivantes :

- La dose maximale de traitement des semences pour le maïs de grande culture est réduite à 150 g p.a./100 kg de semences. Il en résulte la révocation de l'utilisation pour la chrysomèle des racines du maïs. Aucun changement n'est requis pour le maïs à éclater ou le maïs sucré.
- En ce qui concerne les utilisations pour le traitement des semences de légumes, la dose maximale annuelle par hectare est limitée à 100 g p.a./ha. Pour respecter cette dose maximale annuelle, il faut donc limiter la densité de semis pour le brocoli, l'oignon (bulbe), la carotte, le chou, le concombre et le poireau.
- La dose maximale en application foliaire sur les cucurbitacées est réduite à une seule application de 70 g p.a./ha par saison. Par conséquent, l'utilisation pour lutter contre la punaise marbrée est révoquée.
- La dose maximale en application foliaire sur les pommes de terre est réduite à une seule application de 52,5 g p.a./ha par saison.
- La dose maximale en application foliaire sur le gazon est réduite à une seule application de 125 g p.a./ha par saison. Par conséquent, les utilisations visant à lutter contre la punaise velue, le charançon du pâturin annuel, la calandre du pâturin et la tipule des prairies sont révoquées.

- Révocation de l’utilisation pour le traitement des semences dans les serres pour lutter contre la mouche de l’oignon et la mouche des semis sur les oignons, car ces organismes nuisibles sont uniquement présents dans les cultures de plein champ.
- Des zones tampons de pulvérisation nouvelles ou révisées sont requises pour les habitats d’eau douce.

Prochaines étapes

Pour l’application de cette décision, les modifications nécessaires (mesures d’atténuation des risques et mise à jour des étiquettes) doivent être mises en œuvre sur toutes les étiquettes de produit au plus tard 24 mois après la date de publication du présent document de décision d’examen spécial (SRD2021-03). Les risques définis ne sont pas considérés comme imminents et graves, car ils ne devraient entraîner aucun préjudice irréversible au cours de cette période d’abandon graduel. Parmi les effets potentiels, mentionnons la réduction de l’abondance des insectes aquatiques. Les populations touchées peuvent se rétablir après la mise en œuvre des restrictions supplémentaires, qui réduiront l’exposition générale. Par conséquent, les titulaires et les détaillants disposeront de 24 mois à compter de la date de publication du présent document de décision pour commencer à vendre les produits portant les nouvelles étiquettes modifiées. Cette pratique est conforme aux politiques et aux pratiques actuelles de Santé Canada en ce qui concerne la révocation des utilisations à la suite d’une réévaluation (Directive d’homologation DIR2018-01, *Politique sur la révocation de l’homologation et la modification de l’étiquette à la suite d’une réévaluation et d’un examen spécial*).

De même, les utilisateurs disposeront de la même période de 24 mois à compter de la date de publication du SRD2021-03 pour commencer à utiliser les produits portant les nouvelles étiquettes modifiées, qui seront accessibles dans le Registre public.

On a constaté que, pour un petit sous-ensemble d’utilisations, il n’y a pas de solution de rechange appropriée pour la lutte contre les organismes nuisibles importants (la mouche de l’oignon et la mouche des semis) sur les oignons à botteler (traitement des semences). La date d’entrée en vigueur de la décision d’examen spécial pour ces utilisations sera reportée de 24 mois conformément au paragraphe 21(3) de la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Le risque pour les invertébrés aquatiques a été jugé acceptable pour cette période, car l’exposition générale des invertébrés aquatiques sera considérablement réduite grâce à l’élimination des utilisations visant à lutter contre d’autres organismes nuisibles sur ces cultures et d’autres cultures qui posent un risque pour les invertébrés aquatiques. Compte tenu de la réduction globale de l’utilisation, de l’exposition et des risques pour les invertébrés aquatiques, le maintien pendant 24 mois de ces utilisations de la clothianidine pour lesquelles il n’y a pas de solution de rechange appropriée ne devrait pas avoir de répercussions sur les populations d’invertébrés aquatiques, et est jugé acceptable.

L’annexe I contient des précisions sur les produits touchés par cette décision.

Autres renseignements

Toute personne peut déposer un avis d'opposition[4] à l'égard de la décision d'examen spécial concernant la clothianidine dans les 60 jours suivant la date de sa publication. Pour en savoir davantage sur les motifs d'un tel avis (l'opposition doit reposer sur un fondement scientifique), veuillez consulter la section Pesticides et lutte antiparasitaire du site Web Canada.ca (sous la rubrique « Demander l'examen d'une décision ») ou communiquer avec le Service de renseignements sur la lutte antiparasitaire de l'ARLA.

Il est possible de consulter, sur demande, les données d'essai confidentielles pertinentes (citées dans le PSRD2018-01 et l'annexe IX du présent document) à l'appui de la décision d'homologation dans la salle de lecture de l'ARLA située à Ottawa. Pour des précisions, veuillez communiquer avec le Service de renseignements sur la lutte antiparasitaire de l'ARLA par téléphone au 1-800-267-6315 ou par courrier électronique à hc.pmra.info-arla-sc@canada.ca.

[4] Conformément au paragraphe 35(1) de la *Loi sur les produits antiparasitaires.*

Mise à jour de l'évaluation scientifique

1.0 Évaluation révisée des risques pour l'environnement

L'évaluation initiale des risques que pose l'utilisation de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques a été présentée dans le document PSRD2018-01, *Examen spécial des risques posés par la clothianidine pour les invertébrés aquatiques : Projet de décision aux fins de consultation*. Au cours de la consultation publique, des commentaires ont été reçus du titulaire, des intervenants du secteur agricole et du grand public sur un éventail de questions, notamment l'exposition, le choix des critères d'effet toxicologique, la méthode d'évaluation des risques et l'atténuation des risques. Les réponses détaillées aux commentaires reçus sur l'évaluation des risques pour les invertébrés aquatiques figurent à l'annexe III.

Par souci de clarté, Santé Canada a adopté une nouvelle terminologie concernant les valeurs de toxicité basées sur les effets utilisées dans l'évaluation des risques. Le terme « critère d'effet » fait référence aux valeurs de toxicité résultant d'analyses statistiques d'études écotoxicologiques distinctes (par exemple, CSEO ou CE_{50}). Le terme « paramètres d'effets » sert à identifier les valeurs basées sur les effets utilisées pour évaluer le risque. Les paramètres d'effets peuvent constituer d'une valeur de critère d'effet particulière d'une étude de toxicité, mais aussi d'un critère d'effet ayant un facteur d'incertitude appliqué, d'une moyenne géométrique de multiples critères d'effets, d'une valeur de concentration dangereuse pour 5 % des espèces (CD_5) provenant de la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) ou d'un critère d'effet basé sur le mésocosme. Dans le présent document, cette distinction est explicitée au moyen d'une indication précise du ou des paramètres d'effets utilisés dans l'évaluation du risque.

L'évaluation révisée des risques tient compte des changements apportés au profil d'emploi de la clothianidine, comme l'exige le document de décision de réévaluation RVD2019-05, *Clothianidine et préparations commerciales connexes : réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs*. Ces changements comprennent la révocation des utilisations suivantes :

- Applications foliaires – fruits à pépins, fruits à noyau, fraises

Les conclusions générales concernant les risques fondées sur l'examen de tous les renseignements pertinents reçus au cours du processus de consultation ont entraîné des changements à la décision proposée de révoquer toutes les utilisations extérieures présentées dans le document PSRD2018-01.

1.1 Toxicité pour les invertébrés aquatiques

La toxicité de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques a été résumée dans le document PSRD2018-01. Toutefois, depuis la publication du document PSRD2018-01, les intervenants ont formulé des commentaires sur la validité de certains des critères d'effet toxicologique signalés. De plus, de nouveaux renseignements sur la toxicité de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques ont été publiés. Les critères d'effet toxicologique nouveaux et révisés sont indiqués en gras dans le tableau A.4-1.

1.1.1 Révisions apportées aux critères d'effet toxicologique signalés dans le document PSRD2018-01

Des commentaires ont été reçus des titulaires (Bayer CropScience, BASF Canada, Valent) au sujet de la validité de certains critères d'effet chronique pris en compte dans le Projet de décision d'examen spécial PSRD2018-01 sur la clothianidine. Par conséquent, Santé Canada a réévalué ces critères.

Santé Canada a réévalué les critères liés à la concentration efficace pour 10 % de la population (CE_{10}) sur 28 jours (croissance et biomasse) pour le gastropode d'eau douce *Planorbella pilsbryi* tirés de l'étude de Prosser *et al.* (2016; n° de l'ARLA 2712688) et a constaté qu'on ne pouvait pas les utiliser pour l'évaluation des risques en raison de la variabilité des poids mesurés des escargots. Toutefois, le critère déclaré pour la mortalité (concentration létale pour 10 % de la population [CL_{10}] sur 28 jours = 19,8 [6,5 – 33] µg p.a./L) demeure acceptable et figure dans le tableau A.4-1. Pour plus de détails, voir l'annexe III, Commentaires et réponses.

Santé Canada a réévalué les critères d'effet toxicologique calculés pour l'amphipode *Hyalella azteca* (Environnement et Changement climatique Canada [ECCC], 2017; n° de l'ARLA 2753706) en fonction des commentaires reçus au sujet du plan d'étude. Depuis la publication du document PSRD2018-01, les résultats concernant *Hyalella azteca* tirés du rapport d'ECCC (2017; n° de l'ARLA 2753706) ont été publiés dans les travaux de Bartlett *et al.* (2019; n° de l'ARLA 2975959) et sont cités comme tels dans le présent document. Les estimations suivantes ont été établies par Santé Canada comme étant la moyenne géométrique des critères d'effet toxicologique à partir de deux essais indépendants menés dans le cadre de l'étude; elles sont jugées acceptables pour l'évaluation des risques et figurent dans le tableau A.4-1 : CL_{50} sur 7 jours = 3,76 µg p.a./L, CE_{10} pour la croissance sur 28 jours = 0,35 µg p.a./L et CL_{10} sur 28 jours = 2,14 µg p.a./L. Pour plus de détails, voir l'annexe III, Commentaires et réponses.

1.1.2 Renseignements supplémentaires sur la toxicité pour les invertébrés aquatiques qui ont été pris en compte

Depuis la publication du document PSRD2018-01, d'autres données sur la toxicité de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques sont devenues disponibles dans la littérature ouverte.

Essais de toxicité en laboratoire sur une seule espèce

La toxicité aiguë et la toxicité chronique de la clothianidine ont été étudiées chez deux espèces de moules d'eau douce (*Lampsilis siliquoidea* et *Villosa iris*; Salerno *et al.*, 2018; n° de l'ARLA 2912493). Des essais de toxicité aiguë sur 24 heures ont été effectués sur des larves de *Villosa iris* (glochidies), et des essais de toxicité chronique sur 28 jours ont été effectués sur des moules *Lampsilis siliquoidea* juvéniles et adultes. Tous les stades du cycle de vie des moules d'eau douce testées étaient très peu sensibles à la clothianidine; aucun effet n'a été observé chez les glochidies de *Villosa iris* ou chez *Lampsilis siliquoida* (juvénile ou adulte) jusqu'aux concentrations maximales d'essai (CE_{50} sur 24 heures > 13 800 µg p.a./L pour les glochidies de *V. iris*; les concentrations sans effet observé [CSEO] sur 28 jours pour *L. siliquoida* juvénile et adulte sont ≥ 9 033 µg p.a./L).

La toxicité aiguë de la clothianidine a été étudiée pendant plus de 144 heures chez les larves du moustique *Culex pipiens* (Russo *et al.*, 2018; nº de l'ARLA 2978128). Les taux de mortalité ont augmenté avec le temps et, en l'absence d'un critère après 96 h, Santé Canada a déterminé que la CL_{50} après 72 h s'établissait à 11,0 (9,3 – 13,0) µg p.a./L aux fins de l'évaluation des risques aigus. Bien que l'étude ait également examiné les effets sur la demande d'énergie métabolique après une exposition de 24 heures à la clothianidine, ces données n'ont pas été utilisées de façon quantitative dans l'évaluation des risques.

La toxicité chronique de la clothianidine a été évaluée pour le moucheron du genre *Chironomus dilutus* et l'éphémère *Neocloeon triangulifer* (Raby *et al.*, 2018b; nº de l'ARLA 2912490) et pour le cladocère *Ceriodaphnia dubia* (Raby *et al.*, 2018c; nº de l'ARLA 2912491). Les critères d'effet toxicologique de la clothianidine établis par Santé Canada (CSEO ou CE_{10}, selon l'analyse statistique la plus appropriée) et dont on a tenu compte dans l'évaluation des risques étaient les suivants : CE_{10} sur 56 jours (survie jusqu'à l'émergence) = 0,25 (0,11 – 0,39) µg p.a./L pour *C. dilutus*, CSEO sur 32 jours (survie jusqu'à l'émergence) = 0,23 µg p.a./L pour *N. triangulifer*, et CE_{10} (reproduction) = 2 030 (510 – 3 550) µg p.a./L pour *C. dubia*.

La toxicité chronique de la clothianidine pour les nymphes du genre d'éphémère *Deleatidium*a été évaluée dans le cadre d'expositions d'une durée de 28 jours (Macaulay *et al.*, 2019; nº de l'ARLA 3078943). Santé Canada a réévalué les données sur la mortalité et l'immobilité pour les utiliser dans l'évaluation du risque chronique. La mortalité et l'immobilité à 28 jours variaient selon les concentrations de traitement et ne montraient pas de relation dose-réponse manifeste. Les valeurs de la CE_{10} ou de la CSEO fondées sur une régression fiable n'ont pas pu être obtenues en raison d'un mauvais ajustement et n'étaient pas appropriées pour une utilisation quantitative dans l'évaluation des risques. La variabilité de la mortalité observée chez le groupe témoin dans chacun des essais réalisés avec les trois néonicotinoïdes testés ainsi que la variabilité des réponses biologiques peuvent être attribuables à des facteurs non liés au traitement. Par conséquent, ces résultats d'essai n'ont été pris en compte que sur le plan qualitatif.

Essais de toxicité sur le terrain (enceinte limnologique)

Une étude de Maloney *et al.* (2018b; nº de l'ARLA 3076589) a examiné les effets chroniques sur l'abondance et la composition de la communauté des insectes émergents, ainsi que les rapports mâles-femelles des chironomidés exposés à trois néonicotinoïdes (imidaclopride, clothianidine et thiaméthoxame) et leurs mélanges à l'aide d'enceintes *in situ* expérimentales (limnologiques) dans un milieu humide des fondrières des Prairies, en Saskatchewan. Les effets cumulatifs ne sont pas évalués dans la présente évaluation et n'ont pas été pris en compte.

Les résultats de l'exposition à un seul composé sur l'abondance et la biomasse des chironomidés ont été pris en compte dans l'évaluation des risques. Il n'y avait pas suffisamment de taxons non diptères pour permettre de tirer des conclusions significatives pour d'autres insectes. La toxicité des néonicotinoïdes variait au fil du temps; les effets importants n'étaient pas visibles après 28 jours, mais ils ont été observés après 56 jours d'exposition continue. D'après les concentrations moyennes mesurées à la dose unique de traitement avec la clothianidine, une concentration minimale entraînant un effet observé (CMEO) de 0,73 ± 0,21 µg p.a./L après 56 jours a été observée en fonction des réductions importantes de la biomasse des chironomidés

et des taux d'émergence cumulatifs. De plus, la clothianidine était le seul néonicotinoïde à avoir considérablement modifié le rapport mâles-femelles des chironomidés en faveur de populations à prédominance féminine par rapport aux populations témoins. Cependant, il n'y a pas d'indication claire des répercussions potentielles de la modification du rapport mâles-femelles sur les populations d'insectes.

Dans une autre étude sur le terrain, Cavallaro *et al.* (2018; n^{o} de l'ARLA 2912492) ont examiné les effets de multiples applications de clothianidine de qualité technique sur des communautés d'insectes émergents à l'aide d'enceintes limnologiques *in situ* situées dans un milieu humide permanent des Prairies, en Saskatchewan. On a traité l'eau des enceintes limnologiques chaque semaine pendant neuf semaines à des concentrations faibles (0,05 µg p.a./L) et élevées (0,5 µg p.a./L), suivies d'une période de rétablissement de six semaines. Les changements généraux de la structure des communautés par rapport aux communautés témoins ont été mesurés à l'aide d'une analyse statistique multivariée. La majorité des taxons d'insectes mentionnés dans l'étude appartenaient à la famille des chironomidés (64 %), suivie des phryganes [*Trichoptera*] (~ 27 %), des demoiselles [*Zygoptera*] (~ 2 %) et des moucherons fantômes [*Chaoboridae*] (~ 4 %). Aucune augmentation ni diminution significative de l'émergence de la communauté d'insectes n'a été décelée dans le cadre des traitements des enceintes limnologiques avec la clothianidine. La CSEO pour l'émergence (composition de la communauté) était de 0,384 µg p.a./L d'après les concentrations moyennes mesurées après l'administration de la dose.

Une émergence beaucoup plus précoce a été signalée pour les communautés de *Chironomidae* et de *Zygoptera* exposées à la clothianidine par rapport aux enceintes limnologiques témoins. Toutefois, ces critères n'ont pas été pris en compte de façon quantitative dans l'évaluation des risques, car les méthodes statistiques utilisées pour étudier les changements liés au temps médian écoulé jusqu'à l'émergence ont été jugées inadéquates. De plus, on ne sait pas trop si un effet sur l'émergence précoce serait perceptible dans l'environnement naturel (c'est-à-dire en l'absence d'enceintes limnologiques fermées) en raison du chevauchement des stades vitaux des espèces de ces taxons et de la possibilité de recolonisation. Les conséquences écologiques de l'émergence précoce des moucherons ou des demoiselles, conformément aux observations dans des conditions expérimentales, ne sont pas claires.

Études de biosurveillance

Yamamuro *et al.* (2019; n^{o} de l'ARLA 3076588) présentent une étude corrélative visant à établir un lien entre le déclin historique des stocks de poissons dans le lac Shinji, au Japon, la réduction de l'abondance des invertébrés aquatiques et le début de l'utilisation des néonicotinoïdes. Santé Canada estime que les conclusions de cette étude, qui établissent un lien entre l'utilisation des néonicotinoïdes, les effets sur l'abondance des invertébrés aquatiques et les effets indirects sur le rendement des pêches, ne sont pas rigoureuses sur le plan scientifique. Par conséquent, l'évaluation des risques ne tient pas compte de ces résultats.

Dans une autre étude de biosurveillance menée dans le centre de la Saskatchewan, au Canada, Cavallaro *et al.* (2019; n^{o} de l'ARLA 3050935) ont examiné les effets de multiples facteurs de stress sur les insectes aquatiques émergents des milieux humides touchés par les pratiques agricoles intensives et les eaux de ruissellement du canola traité aux néonicotinoïdes. Au total,

22 milieux humides semi-permanents (catégorie IV) de taille et de profondeur semblables (~ 0,5 ha × 1 m de profondeur) ont été surveillés pendant deux saisons de croissance. Les champs avoisinants ont été ensemencés de canola traité à l'aide de clothianidine appliquée en traitement des semences disponible dans le commerce; cependant, la clothianidine, le thiaméthoxame, l'imidaclopride et l'acétamipride ont tous été récupérés en quantités mesurables dans les milieux humides. Dans l'ensemble, les réactions observées à l'échelle de la communauté semblent être attribuables à de multiples facteurs, notamment la concentration d'équivalent toxique (ET) de néonicotinoïdes, la turbidité et la perturbation de la végétation.

Bien que des réductions importantes de l'émergence des insectes aient été corrélées avec des concentrations totales d'ET de néonicotinoïdes plus élevées, l'ampleur des effets n'a pas été déterminée. Le modèle qui prédisait le mieux l'abondance des insectes émergents comprenait également la perturbation de la végétation, ce qui indique que la structure des habitats riverains joue également un rôle important dans la dynamique des populations d'insectes émergents. Cette étude est valable du point de vue scientifique, mais elle ne peut être utilisée quantitativement dans une évaluation des risques pour les invertébrés aquatiques. Elle fournit toutefois des preuves qualitatives selon lesquelles de multiples facteurs, y compris la qualité de l'eau des milieux humides (turbidité), la structure de la végétation et la concentration combinée d'ET des néonicotinoïdes, peuvent avoir une incidence sur l'abondance des insectes aquatiques émergents dans les milieux humides des Prairies.

Références reçues après l'établissement des paramètres d'effets

Plusieurs références ont été fournies à Santé Canada après l'établissement des paramètres d'effets pour l'évaluation révisée des risques liés à la clothianidine (voir le tableau A.4-2). Santé Canada a procédé à un examen rapide et a déterminé qu'elles n'ont aucune incidence sur les conclusions de l'évaluation des risques. Pour cette raison, les critères d'effet tirés de ces études supplémentaires n'ont pas été intégrés aux paramètres d'effets établis pour l'évaluation finale des risques.

1.2 Autres données de surveillance des eaux prises en compte

Depuis la publication du projet de décision d'examen spécial PSRD2018-01 sur la clothianidine, Santé Canada a reçu une grande quantité de données supplémentaires de surveillance des eaux au Canada pour les années 2018 et 2019. Des données ont été fournies par divers membres du Groupe de travail sur la surveillance environnementale (GTSE) formé dans le cadre du Forum multilatéral sur les néonicotinoïdes. Parmi les membres du groupe de travail qui ont fourni des données, mentionnons les gouvernements provinciaux de l'Île-du-Prince-Édouard, du Manitoba, de l'Alberta, de la Saskatchewan et de la Colombie-Britannique, Canards Illimités Canada, la Canadian Canola Growers Association et les entreprises titulaires Bayer CropScience et Syngenta Canada Inc. Outre les renseignements fournis par les membres du GTSE, des données de surveillance supplémentaires provenant des gouvernements provinciaux de l'Ontario et du Québec, d'Environnement et Changement climatique Canada et du milieu universitaire, ainsi que des articles scientifiques publiés étaient à la disposition de Santé Canada. Les nouvelles données de surveillance ont été utilisées dans l'évaluation révisée des risques.

En plus des nouvelles données de surveillance, les données de surveillance déjà incluses dans le projet de décision d'examen spécial de la clothianidine, y compris les données de surveillance de 2017 générées par les membres du GTSE, ont également été prises en considération.

Dans l'ensemble, les données de surveillance prises en compte dans l'évaluation révisée des risques provenaient de secteurs de l'agriculture intensive à l'Île-du-Prince-Édouard, au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse, au Québec, en Ontario, au Manitoba, en Saskatchewan, en Alberta et en Colombie-Britannique. Des échantillons ont été prélevés dans des milieux humides (provinces des Prairies seulement), des ruisseaux, des rivières et des lacs. En ce qui a trait aux milieux humides, ceux classés comme étangs ou lacs saisonniers (catégorie III), étangs ou lacs semi-permanents (catégorie IV) et étangs ou lacs permanents (catégorie V) selon le système de classification défini dans les travaux de Stewart et Kartrud (1971)[5] ont été jugés les plus pertinents pour l'évaluation des risques liés aux invertébrés aquatiques, car l'eau qu'ils contiennent serait habituellement présente pendant une saison ou plus. Bien que certains des milieux humides pris en compte dans l'évaluation finale des risques comprennent quelques étangs éphémères (catégorie I) ou des étangs temporaires (catégorie II), la catégorie des milieux humides et leur pertinence pour l'évaluation des risques pour les invertébrés aquatiques de Santé Canada ont été prises en compte dans l'interprétation des résultats. Certaines données provenant de fossés de drainage, de tuyaux de drainage et de canaux d'irrigation ont été incluses dans l'évaluation révisée, bien qu'elles soient considérées comme moins représentatives de l'habitat aquatique à protéger et que les structures artificielles n'aient pas été conçues pour soutenir la vie aquatique.

L'évaluation révisée des risques comprenait seulement des échantillons de sites pour lesquels des renseignements étaient disponibles et permettaient de déterminer si les sites étaient pertinents, comme les coordonnées, une carte géographique ou le type de plan d'eau. Certains sites inclus dans l'évaluation des risques précédente ne répondaient pas à ces critères; ils ont donc été exclus de l'évaluation révisée des risques. Le ruissellement agricole provenant directement d'un champ et les plans d'eau qui s'assèchent en quelques jours, comme les flaques d'eau ou les petites dépressions sur le côté d'une route qui ont été ensemencées au cours de certaines années, n'ont pas été considérés comme représentatifs de l'habitat aquatique et ont été exclus de l'évaluation révisée des risques. Les résultats des programmes déjà inclus dans l'évaluation des risques et dont les limites de détection analytique étaient élevées et les fréquences de détection faibles n'ont pas été inclus, car ils ne sont pas informatifs. Le tableau A.7-1 énumère les données de surveillance qui ont déjà été prises en compte dans le document PSRD2018-01, mais qui ont été exclues de l'évaluation révisée des risques.

Au cours de la période de consultation, quelques articles publiés ont été soumis pour être pris en compte dans le cadre du projet de décision d'examen spécial. Les données contenues dans ces articles ont été incluses dans l'évaluation révisée lorsqu'elles se rapportaient à des concentrations de clothianidine dans les eaux de surface canadiennes qui étaient jugées pertinentes pour

[5] Les milieux humides ont été classés par les chercheurs selon le système de classification défini dans les travaux de Stewart, R.E. et H.A. Kantrud. 1971. Classification of natural ponds and lakes in the glaciated Prairie region. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., USA. Resource Publication 92. 57 p.

l'évaluation des risques aquatiques. Les articles qui n'ont pas été pris en compte comprenaient les concentrations déclarées de néonicotinoïdes dans les drains en bordure de champ (Chrétien *et al.*, 2017), dans les usines de traitement d'eau potable (Sultana *et al.*, 2018) ou dans les eaux souterraines des États-Unis (Bradford *et al.*, 2018).

Les détails des programmes de surveillance pris en compte dans la décision finale de l'examen spécial de la clothianidine sont résumés dans le tableau A.7-2. Les données de surveillance qui n'avaient pas été prises en compte dans le document PSRD2018-01 sont indiquées en caractères gras. Au total, 9 850 échantillons d'eau ont été prélevés de 776 sites différents au Canada entre 2010 et 2019 (tableau A.7-3). Soixante-neuf pour cent des sites ont été surveillés pendant un an, 22 % ont été surveillés pendant deux ans et 10 % ont été surveillés sur une période de trois à huit ans (tableau A.7-4). Aux fins de la présente évaluation, un site surveillé au cours d'une année donnée équivaut à une année-site. Dans l'ensemble, il y avait 1 977 années-sites de données de surveillance disponibles. Sur le total des données disponibles, 6 192 (63 %) échantillons et 669 (56 %) années-sites représentent de nouvelles données qui n'avaient pas été prises en compte dans le projet de décision d'examen spécial de la clothianidine.

Le tableau A.7-2 démontre que, bien que chaque programme de surveillance ait été différent, l'échantillonnage était habituellement effectué chaque semaine ou aux deux semaines tout au long de la saison de croissance, ce qui a permis d'estimer les degrés d'exposition chronique dans l'eau. Certains programmes ont procédé à des échantillonnages plus fréquents ou à des échantillonnages immédiatement après des précipitations; ces programmes étaient plus susceptibles de saisir les concentrations de pointe. La surveillance de la plupart des programmes a commencé au cours des mois d'avril ou de mai, avant ou peu après le semis ou la plantation, pour saisir les premiers épisodes de ruissellement après le semis ou la plantation et, dans certains cas, le ruissellement provenant de la fonte des neiges (dans les milieux humides des Prairies, par exemple). Selon le programme, la surveillance se terminait habituellement entre la fin d'août et le début d'octobre.

À quelques exceptions près, les données brutes de surveillance des eaux fournies étaient accompagnées de renseignements auxiliaires détaillés, comme les emplacements d'échantillonnage (latitudes et longitudes, photos des sites et cartes des sites), les dates d'échantillonnage, les types de plans d'eau échantillonnés, les limites de détection analytiques, les principales utilisations des terres et cultures dans le bassin hydrographique ou à proximité des sites d'échantillonnage, les données sur les précipitations quotidiennes à proximité des sites d'échantillonnage et les données historiques sur les précipitations des stations météorologiques à proximité. Pour certains ensembles de données de la Colombie-Britannique ainsi que pour des études de surveillance ciblées dans les milieux humides des Prairies, des renseignements sur l'utilisation des néonicotinoïdes provenant des producteurs ont également été soumis. Les données analytiques prises en compte dans l'évaluation révisée des risques présentaient des limites de détection sensibles, bien en deçà des paramètres d'effets de Santé Canada.

1.3 Évaluation révisée des risques pour l'environnement

L'évaluation des risques pour l'environnement liés à la clothianidine a été révisée à la suite de la publication du document PSRD2018-01. Elle comprend notamment des révisions aux paramètres d'effets toxicologiques de la clothianidine, une modélisation supplémentaire des eaux de surface et de nouvelles données de surveillance. L'évaluation révisée des risques tient également compte du nouveau modèle d'utilisation requis pour la protection des pollinisateurs (RVD2019-05) décrit à l'annexe II.

Conformément aux procédures normalisées de Santé Canada pour l'évaluation des risques aquatiques, les quotients de risque (QR) ont été déterminés pour la dérive de pulvérisation et le ruissellement des eaux de surface à l'aide de données de modélisation et de surveillance. Les QR sont calculés en divisant la concentration estimée dans l'environnement (CEE) par le paramètre d'effets (QR = CEE ÷ paramètre d'effets). Dans tous les cas, le niveau préoccupant (NP) pour les QR correspond à une valeur de 1. Lorsqu'un QR est égal ou supérieur à une valeur de 1, il est conclu que le NP a été atteint ou dépassé.

1.3.1 Paramètres révisés des effets de la clothianidine

Les critères d'effet toxicologique nouveaux et révisés qui sont utilisés dans la décision finale sont indiqués en gras dans le tableau A.4-1. Afin d'évaluer les risques environnementaux pour les invertébrés aquatiques, Santé Canada tient compte de la disponibilité de données de niveau supérieur dans l'établissement des paramètres d'effets utilisés dans la décision réglementaire finale. Le paramètre d'effets retenu est fondé sur les données de niveau supérieur suivantes :

- Le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité pour une seule espèce, avec un facteur d'incertitude prescrit.
- La valeur de concentration dangereuse pour 5 % des espèces (CD_5; c'est-à-dire le 5e centile de la distribution de la sensibilité des espèces [DSE]), qui est calculée lorsqu'il y a un nombre suffisant de critères de laboratoire acceptables. Cette valeur constitue une estimation de la concentration censée protéger 95 % des espèces d'une DSE au niveau d'effet pris en considération (par exemple, CL_{50}, CSEO, etc.).
- Lorsque des études réalisées à l'extérieur en milieux naturels ou semi-naturels dans des conditions d'exposition et des conditions environnementales pertinentes sont disponibles, il est préférable d'utiliser les critères d'effet de ces études, car ils permettent de représenter le mieux les effets attendus à l'échelle de la population et de la communauté dans leur milieu naturel.

Le tableau 1 résume les paramètres d'effets révisés établis pour la clothianidine. Les paramètres d'effets retenus pour la décision réglementaire finale sont indiqués en caractères gras.

Tableau 1 Résumé des paramètres d'effets toxicologiques pour l'évaluation des risques associés à la clothianidine pour les invertébrés aquatiques

Paramètres d'effets	Valeur (µg p.a./L) avec intervalle de confiance, le cas échéant	Commentaires

	Projet de décision (PSRD2018-01)	Décision finale	
Invertébrés d'eau douce			
Espèce la plus sensible – toxicité aiguë ($CE/CL_{50}/2^a$)	0,825	1,0	Mise à jour pour la décision finale : *G. fascicollis*, CL_{50} après 48 h = 2,0 µg p.a./L (nº de l'ARLA 2832753).
CD_5, toxicité aiguë (DSE pour les CE/CL_{50})	1,5 (0,38 – 4,4)	**1,3 (0,32 – 3,9)**	Mise à jour pour la décision finale : Paramètre d'effets : mortalité ou immobilisation après 48 à 96 heures d'exposition. Valeur calculée par Santé Canada (n = 36).
Espèce la plus sensible – toxicité chronique ($CSEO/CE_x$)	0,020	**0,12**	Mise à jour pour la décision finale : Moyenne géométrique de la CE_{10}/CE_{20} pour l'émergence des adultes chez *C. dilutus* (n = 3)[b] (nos de l'ARLA 2712687, 2873503 et 2912490).
CD_5 chronique (DSE pour la $CSEO/CE_x$)	0,0015 ($5,1 \times 10^{-7}$ – 0,035)	Non calculée	Mise à jour pour la décision finale : Non calculée par Santé Canada en raison du nombre limité d'espèces disponibles (n = 7) et du manque de confiance dans la répartition des espèces.
Mésocosmes ($CSEO/CE_x$)	0,281	**0,281**	$CSEO_{MPT\ 14\ jours}$[c] sur 56 jours. Une incertitude a été relevée pour ce paramètre d'effets et a donc été utilisée dans une évaluation fondée sur le poids de la preuve.
Invertébrés marins			
Espèce la plus sensible – toxicité aiguë ($CE/CL_{50}/2^a$)	25,5	**25,5**	*M. bahia*, CL_{50} après 96 h = 51 µg p.a./L (nº de l'ARLA 1194202).
Espèce la plus sensible – toxicité chronique ($CSEO/CE_x$)	5,1	**5,1**	*M. bahia*, CSEO sur 9 jours (nº de l'ARLA 1194204)

[a] Aux fins de l'évaluation des risques, les critères d'effet aigu pour une seule espèce sont divisés par deux (2) afin de tenir compte des différences potentielles de sensibilité des espèces, et d'assurer la protection de la communauté ou de la population.
[b] CE_{20} sur 40 jours (émergence) = 0,02 µg p.a./L (Cavallaro *et al.*, 2017), CE_{20} sur 28 jours (émergence) = 0,34 µg p.a./L (Maloney *et al.*, 2018), CE_{10} sur 56 jours (survie jusqu'à l'émergence) = 0,25 µg p.a./L (Raby *et al.*, 2018b).
[c] Une diminution de l'abondance des espèces individuelles et de la richesse des taxons des insectes émergents a été observée à 0,573 µg p.a./L; cependant, les effets étaient transitoires et un rétablissement a été observé à la fin de l'étude de 56 jours.
Les critères en caractères gras ont été définis comme les paramètres d'effets pour l'évaluation des risques.

Paramètres d'effets toxicologiques aigus

Le critère d'effet toxicologique aigu dénotant la plus grande sensibilité chez les invertébrés d'eau douce indiquée dans le document PSRD2018-01 était une CL_{50} subchronique sur 7 jours pour *H. azteca* (1,65 µg p.a./L) (ECCC 2017; nº de l'ARLA 2753706). Pour la décision d'examen spécial, Santé Canada a réévalué ce critère, qui est maintenant publié dans Bartlett *et al.* (2019; nº de l'ARLA 2975959), en prenant la moyenne géométrique des deux essais indépendants menés dans le cadre de l'étude sur la clothianidine (moyenne géométrique de la CL_{50} sur 7 jours = 3,8 µg p.a./L). Par conséquent, l'espèce d'invertébrés d'eau douce la plus sensible à la toxicité aiguë est désormais le dytique *Graphoderus fascicollis*, avec une CL_{50} sur 48 heures de 2,0 µg p.a./L (Miles *et al.*, 2017; nº de l'ARLA 2832753; tableau A.4-1). Il est à noter qu'un critère d'effet inférieur (CE_{50} sur 96 heures = 1,85 µg p.a./L) a été signalé chez *Chironomus dilutus* par De Perre *et al.* (2015; nº de l'ARLA 2712666), mais la moyenne géométrique pour trois études représentant cette espèce est de 3,3 µg p.a./L.

Santé Canada a révisé la DSE pour la toxicité aiguë chez les invertébrés d'eau douce exposés à la clothianidine, en tenant compte des nouvelles données de toxicité disponibles et des commentaires sur les données utilisées pour établir la DSE qui ont été reçus pendant la période de consultation (annexe V). La DSE révisée pour la toxicité aiguë dans le cas d'une exposition à la clothianidine est limitée aux critères valides pour les périodes d'exposition allant de 48 à 96 heures. Il est ainsi possible d'harmoniser plus étroitement l'ensemble de données sur la toxicité avec les CEE de pointe modélisées en excluant les critères d'effet associés aux expositions supérieures à 96 heures. Cela tient également compte des effets connus de l'augmentation de la toxicité des néonicotinoïdes avec la durée d'exposition, et exclut les critères d'effet associés aux expositions de moins de 48 heures.

Les mises à jour des critères de la DSE pour la toxicité aiguë dans le cas d'une exposition à la clothianidine comprennent :

- l'ajout du moustique *Culex pipiens* (CL_{50} sur 72 heures = 11,0 µg p.a./L) (Russo *et al.*, 2018; nº de l'ARLA 2978128);
- l'élimination des critères de CL_{50} subchronique sur 7 jours pour les espèces du genre *Ancyronyx* (50,9 µg p.a./L) (Whiting et Lydy, 2015; nº de l'ARLA 2712690) et *Hyalella azteca* (moyenne géométrique de 3,8 µg p.a./L) (Bartlett *et al.*, 2019; nº de l'ARLA 2975959).

Au total, 36 espèces ont été incluses dans la DSE pour la toxicité aiguë (annexe V). La CD_5 révisée (intervalle de confiance [IC] à 95 %) de 1,3 (0,32 – 3,9) µg p.a./L remplace la CD_5 de 1,5 (0,38 – 4,4) µg p.a./L indiquée dans le document PSRD2018-01.

Aucun changement n'a été apporté au paramètre d'effets aigus pour les invertébrés marins utilisé dans l'évaluation des risques. Une autre étude sur les invertébrés marins a été reçue après l'établissement des paramètres d'effets utilisés dans l'évaluation des risques; il a donc été décidé de ne pas modifier le profil de risque. Bien qu'un critère inférieur pour une espèce ait été cerné dans l'étude, cette espèce n'est pas pertinente pour l'évaluation des risques chez les invertébrés marins au Canada.

Paramètres d'effets toxicologiques chroniques

Espèces les plus sensibles

Le critère d'effet pour l'espèce la plus sensible indiqué dans le document PSRD2018-01 était une concentration efficace pour 20 % de la population (CE_{20}) sur 40 jours de 0,02 µg p.a./L pour *C. dilutus*, d'après la réduction importante de l'émergence (Cavallaro *et al.*, 2017; nº de l'ARLA 2712687). Santé Canada a réévalué cette étude en fonction des commentaires reçus au cours de la période de consultation sur le document PSRD2018-01, et a confirmé qu'elle est scientifiquement valable et qu'elle peut être prise en compte quantitativement dans l'évaluation des risques. Toutefois, depuis la publication du projet de décision d'examen spécial, un autre critère d'effet chronique acceptable pour *C. dilutus* a été publié et jugé acceptable (CE_{10} sur 56 jours (survie jusqu'à l'émergence) = 0,25 µg p.a./L; Raby *et al.*, 2018b; nº de l'ARLA 2912490). Dans le projet de décision, Santé Canada avait écarté une moyenne géométrique des critères de *C. dilutus* avec les autres critères disponibles (CE_{20} sur 28 jours

(émergence) = 0,34 µg p.a./L; Maloney *et al.*, 2018a; n^{o} de l'ARLA 2873503), car il avait été supposé que le temps d'exposition plus court de Maloney *et al.* (2018a) pourrait avoir contribué à la sensibilité inférieure de *C. dilutus* (PSRD2018-01). Toutefois, après avoir réexaminé des données à la suite du projet de décision, Santé Canada utilise désormais la moyenne géométrique des critères d'effet des trois études susmentionnées (n^{os} de l'ARLA 2712687, 2873503 et 2912490) dans l'établissement du paramètre d'effets utilisé dans l'évaluation des risques pour caractériser la toxicité chronique chez *C. dilutus*.

La moyenne géométrique résultante de 0,12 µg p.a./L pour *C. dilutus* est le critère d'effet chronique traduisant la plus grande sensibilité pour la clothianidine.

CD_5 de la DSE
Au cours de la période de consultation, des préoccupations ont été soulevées quant à la validité de la CD_5 chronique calculée pour la clothianidine. En ce qui concerne le projet de décision (PSRD2018-01), Santé Canada a soulevé des préoccupations au sujet de la DSE pour l'exposition chronique à la clothianidine, et a choisi de ne pas s'y fier pour l'élaboration du projet de décision. Pour la décision d'examen spécial, le nombre de critères d'effet chronique disponibles pour les espèces d'invertébrés demeure limité (n = 7). Les effets mesurés étaient variables et comprenaient la survie, la croissance et la reproduction. Idéalement, une DSE devrait refléter une mesure commune des effets, de sorte que la distribution reflète la variabilité réelle de la sensibilité et non les différences dans les critères de mesure des effets. Les décisions concernant les exigences relatives à une DSE acceptable fondées sur les données disponibles sont actuellement prises par Santé Canada au cas par cas.

Dans le cas de la présente décision finale, il a été jugé que, d'après les données disponibles, il n'était pas possible de déterminer une CD_5 chronique robuste pour la clothianidine.

Mésocosmes
Dans le document PSRD2018-01, Santé Canada a utilisé de façon qualitative la plus faible CSEO sur 56 jours disponible dans l'étude en mésocosme, soit 0,281 µg p.a./L (concentration moyenne pondérée dans le temps sur 14 jours; n^{o} de l'ARLA 2713555), pour la caractérisation de niveau supérieur du risque chronique. Le paramètre d'effets n'a été utilisé que qualitativement en raison 1) d'un manque d'éphémères (éphéméroptères) pour permettre la détermination des effets néfastes sur ce taxon sensible, 2) d'une capacité relativement faible à détecter une différence significative (c'est-à-dire une différence minimale détectable) associée à la combinaison CSEO et CMEO la plus faible, et 3) d'un manque de données supplémentaires provenant d'autres sources pour soutenir une détermination du critère de toxicité protégeant les communautés d'invertébrés aquatiques.

Dans la décision finale, Santé Canada a réévalué l'utilisation de ce paramètre d'effets pour la caractérisation de niveau supérieur du risque chronique en fonction des commentaires reçus pendant la période de consultation sur le document PSRD2018-01.

Bayer CropScience a fait valoir que cette valeur devrait être utilisée comme paramètre d'effets définitif pour la décision finale, car

1) la dissipation dans l'eau observée dans l'étude en mésocosme est représentative de la

dissipation de la clothianidine observée dans les données de surveillance des milieux humides des Prairies;

2) une concentration moyenne mobile sur une période appropriée à partir des données de surveillance est adéquate pour estimer l'exposition des invertébrés aquatiques par rapport au paramètre d'effets de la $CSEO_{MPT}$ provenant de l'étude en mésocosme (en l'absence de données de surveillance suffisantes, le critère fondé sur la concentration initiale mesurée pourrait être utilisé);

3) d'après les données publiées par Raby *et al.* (2018a, 2018b) et une analyse fournie à Santé Canada, les éphéméroptères ne sont pas nécessairement les invertébrés aquatiques les plus sensibles à l'exposition à la clothianidine.

Santé Canada reconnaît que les données de surveillance canadiennes provenant d'un échantillonnage intensif dans les milieux humides des Prairies, où l'on traite les semences, montrent généralement un pic annuel au printemps ou au début de l'été, suivi d'une baisse des concentrations de pesticide dans les plans d'eau; cependant, il y a des plans d'eau dans certaines régions du Canada où les concentrations sont maintenues pendant de longues périodes.

Santé Canada convient qu'il est approprié de comparer la $CSEO_{MPT\ 14j}$ sur 56 jours de 0,281 µg p.a./L aux concentrations moyennes mobiles tirées des données de surveillance disponibles. Il y avait suffisamment de données provenant d'un grand nombre de sites d'échantillonnage pour déterminer une concentration moyenne mobile; par conséquent, la comparaison des concentrations initiales mesurées de l'étude en mésocosme avec les valeurs de surveillance de pointe n'a pas été explorée. Une concentration moyenne mobile sur 28 jours a été retenue comme période appropriée pour l'évaluation de la toxicité chronique de la clothianidine chez les invertébrés aquatiques, car elle correspond mieux à la durée globale des études des effets chroniques en laboratoire et en mésocosme (voir la section 1.3.4). La MPT sur 14 jours de cette étude en mésocosme a été déterminée parce que les concentrations détectées dans les périodes subséquentes étaient inférieures à 20 % de la concentration initiale (conformément aux directives de l'Autorité européenne de sécurité des aliments). Les effets sur l'abondance de la population et la diversité des insectes émergents dans Hartgers et Roessink (2015; n^{o} de l'ARLA 2713555) ont été observés dans les 14 à 21 premiers jours d'exposition. Il est admis que la comparaison d'un paramètre d'effets associé à une MPT sur 14 jours à des concentrations moyennes mobiles sur 28 jours peut entraîner une sous-estimation du risque; cela constitue donc une source d'incertitude.

L'information sur le classement de la toxicité en fonction des taxons fournie par Bayer CropScience a démontré que les éphéméroptères ont une sensibilité moyenne aux néonicotinoïdes. Le classement était fondé sur des données de toxicité aiguë pour tous les néonicotinoïdes combinés, ce qui ne permet pas d'effectuer une comparaison directe de la toxicité de la clothianidine. Dans le cas de la clothianidine, l'exposition chronique est la principale préoccupation pour les invertébrés aquatiques, et la sensibilité chronique peut ne pas être équivalente à l'exposition aiguë. On dispose de données limitées sur l'exposition chronique en ce qui concerne les différentes sensibilités des différents invertébrés aquatiques à la suite d'une exposition prolongée. D'après les données de laboratoire disponibles sur les effets chroniques, *Neocloeon triangulifer* était l'éphéméropode le plus sensible (CSEO sur 32 jours (émergence) = 0,23 µg p.a./L; Raby *et al.*, 2018B; n^{o} de l'ARLA 2912490).

Ce critère d'effet fondé sur les études en laboratoire se situe entre les deux paramètres d'effets chroniques retenus pour l'évaluation finale du risque, soit le paramètre d'effets chroniques en laboratoire pour *C. dilutus* (diptère; $CE_{10/20}$ sur 28 à 56 jours basée sur la moyenne géométrique = 0,12 µg p.a./L) et le paramètre d'effets chroniques en mésocosme ($CSEO_{MPT\ 14j}$ sur 56 jours de 0,281 µg p.a./L).

Un autre facteur à prendre en considération dans l'évaluation des paramètres d'effets en mésocosme est la différence minimale détectable (DMD) à déclarer qui est associée aux tests d'hypothèse établissant les CSEO et les CMEO. Les DMD représentent la différence en pourcentage estimée qui devrait exister entre les témoins et les doses de traitement afin de déterminer une différence statistiquement significative. Il est préférable de réduire le pourcentage de DMD (c'est-à-dire qu'il est souhaitable de pouvoir détecter les différences, le cas échéant). Il arrive souvent que les critères d'effet pour les études en mésocosme présentent des DMD plus élevées que les études en laboratoire; en effet, les mésocosmes sont habituellement associés à une plus faible réplication et à une plus grande variabilité des critères de mesure des effets (par exemple l'abondance) à l'intérieur des doses de traitement. Dans le cas de Hartgers et Roessink (2015; n^{o} de l'ARLA 2713555), les taxons des espèces de diptères, d'éphéméroptères et d'amphipodes sensibles n'étaient pas bien représentées dans le mésocosme, et les DMD étaient généralement supérieures à 60 %; autrement dit, il faudrait qu'un effet supérieur à ~ 60 % se produise à une dose de traitement donnée pour déterminer que l'effet était statistiquement significatif. Par conséquent, la capacité de cette étude à déterminer les effets importants est limitée.

Paramètres d'effets chroniques utilisés dans la décision finale

Deux paramètres d'effets chroniques ont été utilisés pour caractériser les risques chroniques pour les communautés d'invertébrés aquatiques. En raison de l'incertitude associée : 1) à la mesure dans laquelle les communautés en mésocosme sont représentatives des espèces d'invertébrés aquatiques sensibles; et 2) à la mesure dans laquelle la protection de la CSEO établie à partir des études en mésocosme, le paramètre d'effets traduisant la plus grande sensibilité tiré des études en mésocosme ($CSEO_{MPT\ 14j}$ sur 56 jours de 0,281 µg/L) ne pouvait pas être utilisé seul comme paramètre de niveau supérieur. Il a plutôt été pris en considération dans le poids de la preuve avec le paramètre d'effets traduisant la plus grande sensibilité tiré des études en laboratoire (moyenne géométrique de 0,12 µg p.a./L pour *C. dilutus*).

1.3.2 Évaluation préliminaire des risques

La présente évaluation préliminaire des risques pour les invertébrés aquatiques tient compte des paramètres révisés des effets de toxicité aiguë et chronique de la clothianidine. Pour une description complète de l'évaluation préliminaire des risques et de la détermination des CEE, veuillez consulter le document PSRD2018-01. Puisque les produits de transformation de la clothianidine ne devraient pas poser de risque pour les invertébrés aquatiques (PSRD2018-01), ils ne sont pas évalués plus en profondeur.

À l'aide des paramètres d'effets sur les invertébrés d'eau douce présentés dans le tableau 1, l'évaluation préliminaire révisée a tenu compte des éléments suivants :

- La dose d'application foliaire la plus élevée de 350 g p.a./ha sur le gazon à l'aide d'un pulvérisateur au sol;
- La dose de traitement des semences la plus élevée de 420 g p.a./ha pour une variété de légumes;
- Une dose faible représentative pour toutes les cultures de 17,5 g p.a./ha pour le traitement des semences de blé.

Les QR obtenus lors de l'évaluation préliminaire de la clothianidine dépassaient le NP pour les invertébrés d'eau douce et marins dans le cas des expositions aiguës et chroniques, à l'exception de la dose faible pour le traitement des semences dans le cas de l'exposition aiguë et chronique chez les invertébrés marins (tableau A.4-3).

1.3.3 Évaluation des risques dus à la dérive de pulvérisation

Le risque pour les invertébrés aquatiques a été approfondi en tenant compte des concentrations de clothianidine qui pourraient être déposées par dérive de pulvérisation dans des habitats aquatiques situés à 1 m sous le vent de la zone de traitement. Les préparations commerciales contenant de la clothianidine sont appliquées selon diverses méthodes de pulvérisation foliaire pouvant occasionner une dérive de pulvérisation, y compris l'application par pulvérisateur agricole, par pulvérisateur agricole pneumatique et la pulvérisation aérienne. La quantité totale de substance pulvérisée qui pourrait se déposer à 1 m sous le vent du site d'application au moyen d'un pulvérisateur agricole ou par pulvérisation aérienne avec des gouttelettes fines S572.1 de l'ASAE (American Society of Agricultural and Biological Engineers) est de 11 % et 26 %, respectivement. Dans le cas des applications précoces et tardives par pulvérisateur pneumatique, on s'attend à ce que 74 % et 59 % de la pulvérisation se dépose à 1 m sous le vent du site d'application, respectivement. Compte tenu de la variation de la dérive, en pourcentage, pour chacune des méthodes d'application, l'évaluation du risque lié à la dérive a été faite pour la dose maximale d'application cumulative pour chaque méthode : dans le cas des pulvérisateurs agricoles, une dose d'application unique de 350 g p.a./ha pour le gazon; dans le cas des pulvérisateurs pneumatiques, une dose d'application unique de 105 g p.a./ha pour les raisins (nouvelle dose maximale pour les pulvérisateurs pneumatiques établie dans le document RVD2019-05); et dans le cas de la pulvérisation aérienne, une dose d'application cumulative de 152,2 g p.a./ha pour les pommes de terre (3 × 52,5 g p.a./ha à intervalle de 7 jours, 80e centile des demi-vies en milieu aquatique = 141 jours).

Dans les habitats d'eau douce, le risque chronique de dérive de pulvérisation a été évalué à l'aide du paramètre d'effets chroniques en laboratoire et du dépôt cumulatif provenant de multiples applications, le cas échéant. Dans les habitats marins et estuariens, on ne s'attend pas à des dépôts cumulatifs provenant de multiples applications ni à une exposition chronique résultant de la dérive de pulvérisation étant donné les taux élevés de renouvellement de l'eau en raison des marées quotidiennes. Pour cette raison, le risque de dérive de pulvérisation dans les habitats estuariens et marins est déterminé en fonction du paramètre d'effets aigus et de la dose maximale d'application unique seulement.

Les CEE et les QR pour les invertébrés aquatiques résultant de la dérive de pulvérisation sont résumés dans le tableau A.4-4. Les QR dépassent le NP pour les invertébrés d'eau douce exposés à la clothianidine par dérive de pulvérisation aux doses d'application les plus élevées de toutes les méthodes d'application, tant pour l'exposition aiguë que pour l'exposition chronique. Le NP n'a pas été dépassé pour les invertébrés estuariens/marins à 1 mètre en aval du site d'application, pour l'exposition aiguë.

Des mesures d'atténuation sous forme de zones tampons devront être mises en œuvre pour la pulvérisation dans les milieux d'eau douce, et ces mesures sont décrites à l'annexe VIII.

1.3.4 Méthodologie d'évaluation du ruissellement

Le risque pour les communautés d'invertébrés aquatiques exposées à la clothianidine par le biais du ruissellement a été caractérisé à l'aide de multiples sources de données, y compris des données de toxicité de niveau supérieur (plus réalistes) et des estimations de l'exposition fondées sur des données de modélisation et de surveillance propres aux cultures et aux régions. Les quotients de risque ont été calculés à l'aide d'estimations de l'exposition provenant de la modélisation et de la surveillance. La caractérisation du risque s'appuie sur une approche fondée sur le poids de la preuve : plus de poids est accordé aux données du niveau le plus élevé, et le NP est jugé moins élevé lorsque les QR sont faibles (près ou en dessous du NP de 1). Quand des risques ont été cernés dans certains bassins hydrographiques canadiens, il a fallu réduire la charge en modifiant le profil d'emploi du produit sur les cultures pertinentes en réduisant les doses, en réduisant le nombre d'applications ou en révoquant les utilisations. Les exigences d'atténuation des risques ont été appliquées à l'échelle nationale pour les principaux produits pour lesquels des risques ont été cernés.

Produits et méthodes d'application

La caractérisation des risques liés au ruissellement tenait compte des différents groupes de produits homologués pour la clothianidine, ainsi que de toutes les méthodes d'application homologuées, notamment :

- Maïs – traitement des semences
- Oléagineux – traitement des semences
- Blé – traitement des semences
- Légumes – traitement des semences, mouillage du sol (patate douce) et traitement foliaire (cucurbitacées)

- Pommes de terre – traitement des semences, en raie de semis et foliaire
- Raisins – traitement foliaire
- Gazon – traitement foliaire

Modélisation des eaux

Une modélisation approfondie a été effectuée à l'aide de cultures représentatives pour les différents groupes de produits décrits. Le modèle Pesticide in Water Calculator (PWC) a été utilisé pour estimer les concentrations dans l'eau attribuables au ruissellement de la clothianidine. Les intrants utilisés pour cette modélisation et les hypothèses connexes sont décrits en détail à l'annexe VI du document PSRD2018-01. Les modèles ont été utilisés pour divers scénarios, afin de caractériser le potentiel de ruissellement pour : a) des doses d'application représentatives pour chacune des méthodes d'application principales; et b) les principales utilisations agricoles partout au pays. Les changements suivants ont été apportés aux scénarios modélisés depuis l'évaluation précédente, ce qui comprend la prise en considération des changements au profil d'emploi découlant de la décision de réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs RVD2019-05 :

- Pulvérisation foliaire : élimination de la fraise et ajout du raisin et du gazon;
- Pulvérisation au sol/mouillage du sol : ajout des patates douces;
- Raie de semis : révision pour tenir compte des concentrations croissantes en fonction de la profondeur des sillons;
- Traitement des semences : dose d'application actuelle pour les traitements homologués des semences de blé (maximum de 104,9 g p.a./ha selon la densité de semis).

Une liste de tous les scénarios d'utilisation de la clothianidine retenus pour la modélisation des eaux de surface est présentée dans le tableau 2 et d'autres détails sont présentés dans le tableau A.6-1, à l'annexe VI. La modélisation était fondée sur les doses d'application homologuées pour la clothianidine au 31 juillet 2020 (annexe II). Les CEE et les QR pour les invertébrés aquatiques résultant du ruissellement de surface sont résumés dans le tableau A.4-5.

Tableau 2 Scénarios d'utilisation de la clothianidine retenus pour la modélisation des eaux de surface

Méthode d'application	Cultures choisies
Traitement des semences	• canola (32,5 g p.a./ha) • pomme de terre (381 g p.a./ha) • légumes (à une dose élevée de 420 g p.a./ha et à une dose faible de 4,7 g p.a./ha)[a] • maïs (118 g p.a./ha)[c] • blé de printemps et d'hiver (104,9 g p.a./ha)
Raie de semis	• pomme de terre (224 g p.a./ha)[c]

Méthode d'application	Cultures choisies
Pulvérisation au sol/mouillage du sol avec incorporation au sol	• patate douce (1 × 224 g p.a./ha)
Application foliaire	• pomme de terre (3 × 52,5 g p.a./ha) • courge/citrouille (1 × 105 g p.a./ha)[b] • raisins (1 × 105 g p.a./ha) • gazon (1 × 350 g p.a./ha)

[a] Comme diverses doses étaient utilisées pour le traitement des semences de légumes, la dose maximale et la faible dose représentative ont été modélisées d'après un scénario pour la carotte.
[b] La modélisation des applications foliaires de la clothianidine sur les cucurbitacées a été réalisée à l'origine à l'aide de 2 applications à 105 g p.a./ha dans le contexte de l'examen spécial, comme indiqué le Projet de décision d'examen spécial PSRD2018-01. À la suite de la décision de réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs (RVD2019-05), une seule application foliaire peut être effectuée sur les cucurbitacées avant la floraison. Plutôt que de mettre à jour la modélisation pour cette culture, les CEE pour une application au lieu de deux ont été calculées de façon approximative en divisant les CEE originales par deux.
[c] Le traitement des semences de maïs et les utilisations en raie de semis sur les pommes de terre sont modélisés selon un scénario supposant une « concentration croissante en fonction de la profondeur ». Pour évaluer les risques aigus en fonction de la modélisation, on a comparé les CEE de pointe au paramètre d'effets aigus afin de générer des QR aigus. Le paramètre d'effets aigus (CD_5 de 1,3 µg p.a./L) provient de la distribution de la sensibilité aiguë des espèces d'invertébrés aquatiques (voir la section 1.3.1 intitulée Paramètres révisés des effets de la clothianidine).
Pour évaluer les risques chroniques en fonction de la modélisation, on a comparé les CEE sur 21 jours aux deux paramètres d'effets chroniques afin de générer des QR chroniques. Les paramètres d'effets chroniques sont une moyenne géométrique établie en laboratoire avec des CE_{10}/CE_{20} de 0,12 µg/L en fonction de l'émergence de *Chironomus dilutus* dans trois études de laboratoire réalisées sur une période allant de 28 jours à 56 jours, et une $CSEO_{MPT\ 14\ j}$ de 0,281 µg/L tirée d'une étude en mésocosme sur 56 jours, où des réductions de l'abondance des différentes espèces et de la richesse taxonomique des insectes émergents ont été observées à la prochaine concentration maximale de 0,573 µg p.a./L (voir la section 1.3.1 intitulée Paramètres révisés des effets de la clothianidine).

Données de surveillance des eaux

Une grande quantité de données de surveillance était disponible pour représenter la plupart des principales aires d'utilisation de la clothianidine au Canada. Dans la mesure du possible, les cultures de la région entourant les sites de surveillance ont été identifiées pour aider à déterminer les utilisations possibles de la clothianidine contribuant aux concentrations de clothianidine mesurées dans l'eau.

Lors de l'évaluation du risque aigu pour les invertébrés aquatiques associé à l'exposition à la clothianidine d'après les données de surveillance, les concentrations maximales de clothianidine mesurées pour chaque année-site ont été divisées par le paramètre d'effets aigus afin de générer des QR aigus. Pour l'évaluation du risque chronique pour les invertébrés aquatiques d'après les données de surveillance, des concentrations moyennes mobiles (approximatives) sur 28 jours ont été calculées pour chaque année-site. Une période de 28 jours se situe dans la plage des durées d'exposition utilisées dans les études en laboratoire sur l'exposition chronique et coïncide généralement avec la période pendant laquelle des effets nocifs ont été observés dans les études de toxicité en mésocosme. Dans ses calculs, Santé Canada a attribué une valeur égale à la moitié de la limite de détection aux échantillons dans lesquels la clothianidine n'a pas été détectée. La concentration moyenne maximale sur 28 jours de chaque année-site a été divisée par les deux paramètres d'effets chroniques retenus pour l'évaluation quantitative des risques afin de générer des QR chroniques.

Les concentrations moyennes mobiles (approximatives) de clothianidine sur 28 jours ont été calculées de deux façons pour chaque année-site. Pour les années-sites où les concentrations maximales de clothianidine détectées étaient supérieures au paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L, les moyennes sur 28 jours ont été calculées à l'aide des données observées quand l'échantillonnage était effectué assez fréquemment pour permettre le calcul. Pour les années-sites où les concentrations maximales de clothianidine étaient inférieures au paramètre d'effets chroniques en laboratoire et pour celles où le régime d'échantillonnage n'a pas permis le calcul (par exemple, si un seul échantillon a été prélevé), une moyenne mobile sur 28 jours a été estimée à l'aide de la concentration maximale et d'un temps de dissipation de 50 % (TD_{50}) moyen de 11,3 jours en supposant que la dissipation suivait une cinétique de premier ordre simple. Le TD_{50} utilisé dans cette estimation représente le temps de dissipation moyen de 50 % de la clothianidine observé dans les milieux humides des Prairies, présenté ci-dessous et au tableau A.7-6. Le temps de dissipation correspond à la diminution de la clothianidine observée dans les études en mésocosme. L'hypothèse selon laquelle la dissipation suivait une cinétique simple de premier ordre (CSPO) est jugée raisonnable étant donné que le modèle de dissipation le mieux adapté était presque toujours un modèle de CSPO; toutefois, dans les plans d'eau qui reçoivent des afflux de cours d'eau d'ordre inférieur, l'hypothèse d'un déclin exponentiel au fil du temps pourrait ne pas être valable.

Les données de surveillance ne permettent pas de faire la distinction entre la contribution relative des différentes cultures et méthodes d'application aux concentrations détectées dans les bassins hydrographiques; par conséquent, les estimations de modélisation ont été utilisées pour déterminer les contributions relatives. On a également tenu compte de l'emplacement et de la taille des cultures dans un bassin hydrographique pour déterminer la contribution potentielle de cette culture aux concentrations observées dans l'eau.

1.3.4.1 Évaluation des risques dus au ruissellement – Modélisation

Risques aigus

Les QR aigus pour les invertébrés d'eau douce dépassaient le NP dans au moins une des régions modélisées pour toutes les utilisations foliaires (QR jusqu'à 4,8), pour l'utilisation en raie de semis sur les pommes de terre au Canada atlantique (QR de 2,0), pour le traitement des semences de légumes à la dose maximale d'application (QR jusqu'à 16) et pour le traitement des semences de canola dans l'Est du Canada (QR jusqu'à 2,5). Le NP n'a pas été dépassé pour l'incorporation au sol avant la plantation pour la patate douce (QR jusqu'à 0,9), le traitement des plantons de pomme de terre ou le traitement des semences de maïs ou de blé (variétés de printemps ou d'hiver) [QR jusqu'à 0,8] (tableau A.4-5).

D'après les résultats de la modélisation, le ruissellement de la clothianidine en provenance des champs agricoles traités n'a pas dépassé le paramètre d'effets aigus dans les habitats estuariens/marins ($QR \leq 0,8$) (tableau A.4-5).

Risques chroniques

Selon le paramètre d'effets en laboratoire de 0,12 µg p.a./L, les QR chroniques dépassaient le NP pour tous les profils d'utilisation dans au moins une des régions modélisées (QR de 1,5 à 140), à l'exception des utilisations pour le traitement des plantons de pomme de terre (QR jusqu'à 0,6) (tableau A.4-5). En ce qui concerne le paramètre d'effets en mésocosme, les QR chroniques dépassaient le NP pour toutes les applications foliaires modélisées (QR jusqu'à 17) et pour les applications au sol pour la patate douce (QR jusqu'à 3,3) et la pomme de terre (QR jusqu'à 6,8; tableau A.4-5). Les QR pour l'utilisation de la clothianidine dans le traitement des semences de légumes dépassaient le NP pour les communautés d'invertébrés aquatiques à la dose élevée de 420 g p.a./ha dans toutes les régions du Canada (QR jusqu'à 60), mais non à la dose faible de 4,7 g p.a./ha (QR $\leq$ 0,7). Les quotients de risque pour les communautés d'invertébrés aquatiques ont également dépassé le NP pour la plupart des régions modélisées dans le cas de la culture du canola (QR de 0,8 à 10), du maïs (QR jusqu'à 2,2) et du blé de printemps ou d'hiver (QR jusqu'à 2,8).

Dans le milieu marin, les QR chroniques fondés sur la modélisation du ruissellement dépassaient le NP pour le traitement des semences de légumes aux doses maximales d'application de 420 g p.a./ha dans les scénarios des régions du Québec et de l'Atlantique (QR de 1,7 à 3,3) (tableau A.4-5).

1.3.4.2 Évaluation des risques dus au ruissellement – Surveillance des eaux

L'évaluation des risques révisée comprenait un total de 9 850 échantillons d'eau prélevés dans 776 sites différents au Canada entre 2010 et 2019 (tableau A.7-3). De nombreux sites ont fait l'objet d'une surveillance sur plusieurs années, ce qui donne un total global de 1 197 années-sites de surveillance. Les données de surveillance prises en considération dans l'évaluation révisée des risques, qui comprennent les données déjà incluses dans le projet de décision d'examen spécial, ainsi que les données supplémentaires reçues depuis la publication du document PSRD2018-01, sont examinées à la section 1.2 du présent document.

Le tableau A.7-5 résume les résultats des programmes de surveillance de la clothianidine au Canada. Les concentrations de clothianidine mesurées dans les plans d'eau canadiens dépassaient rarement le paramètre d'effets aigus. Les cas où les concentrations moyennes de clothianidine dépassaient les paramètres d'effets chroniques sur une période de 28 jours étaient rares dans les Prairies, et légèrement plus fréquents dans les plans d'eau situés dans d'autres régions du Canada. Étant donné que l'utilisation des néonicotinoïdes diffère dans les provinces des Prairies comparativement à d'autres régions du Canada, les données de surveillance des provinces des Prairies et celles des autres régions du Canada sont examinées séparément.

1.3.4.2.1 Région des Prairies

Dans les Prairies, on utilise principalement les néonicotinoïdes pour le traitement des semences. La clothianidine est homologuée pour être utilisée comme traitement des semences sur une variété de cultures comme le canola, le maïs, l'orge, le blé et les plantons de pommes de terre. Les utilisations actuellement homologuées de la clothianidine sur les semences sont décrites à l'annexe II.

Depuis la publication du document PSRD2018-01, Santé Canada a reçu d'autres données de surveillance des eaux et des informations auxiliaires provenant des régions agricoles du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta. Les sites surveillés comprennent les rivières, les ruisseaux, les lacs, les réservoirs, les milieux humides, les canaux d'irrigation et les tuyaux de drainage. Les données de surveillance de la région des Prairies prises en considération dans l'évaluation révisée portaient sur les années 2014 à 2019. Au total, 4 717 échantillons d'eau de surface ont été prélevés sur 488 sites différents entre 2014 et 2019, pour un total de 645 années-sites de surveillance (tableau A.7-3). De ces données, 3 932 (83 %) des échantillons et 371 (58 %) des années-sites constituent de nouvelles données qui n'avaient pas été prises en considération dans le projet de décision d'examen spécial de la clothianidine. Pour chaque site, des données de surveillance étaient disponibles pour une période allant d'un an à trois ans (tableau A.7-4).

Rivières, ruisseaux, lacs et réservoirs de la région des Prairies

Au total, 1 309 échantillons d'eau ont été prélevés sur 130 sites de rivières, de ruisseaux, de lacs et de réservoirs dans des régions agricoles des Prairies canadiennes entre 2014 et 2019. De nombreux sites ont été échantillonnés pendant deux ou trois ans au cours de cette période, ce qui représente au total 245 années-sites de surveillance : 76 lacs, cours d'eau et rivières au Manitoba, 53 cours d'eau en Saskatchewan et 116 rivières, cours d'eau et réservoirs en Alberta (tableau A.7-2).

Entre 1 et 22 échantillons ont été prélevés à chaque site, généralement entre les mois de mars et d'octobre; dans 5 % des cas (12 années-sites), un seul échantillon a été prélevé; pour 53 % des années-sites (130), deux à quatre échantillons ont été prélevés pendant la période d'échantillonnage; dans 32 % des cas (79 années-sites), cinq à neuf échantillons ont été prélevés; dans 7 % des cas (18 années-sites), entre dix et treize échantillons ont été prélevés; et pour les 2 % restants (5 années-sites), entre 19 et 22 échantillons ont été prélevés au cours d'une année donnée. Dans six sites fluviaux du Manitoba, de 19 à 22 échantillonneurs intégrateurs de produits chimiques organiques polaires ou POCIS (*Polar Organic Chemical Integrative Samplers*) ont été déployés pour des périodes allant de 7 à 59 jours en 2014 et 2015.

La clothianidine a été détectée dans 44 (58 %) des 76 sites échantillonnés au Manitoba et dans 34 (64 %) des 53 sites échantillonnés en Saskatchewan. En Alberta, la clothianidine a été détectée dans 5 (9 %) des 53 rivières et dans 17 (31 %) des 55 ruisseaux; elle n'a été détectée dans aucun des 8 réservoirs échantillonnés.

Aucun des 1 309 échantillons prélevés dans les lacs, les rivières, les ruisseaux et les réservoirs des Prairies canadiennes entre 2014 et 2019 ne présentait de concentrations de clothianidine supérieures au paramètre d'effets aigus de 1,3 µg/L. La concentration maximale de clothianidine détectée dans les lacs, les rivières, les cours d'eau ou les réservoirs échantillonnés dans les zones agricoles des Prairies canadiennes était de 0,11 µg/L. Aucun des lacs, rivières, ruisseaux et réservoirs échantillonnés ne présentait de concentrations moyennes mobiles maximales de clothianidine sur 28 jours supérieures aux paramètres d'effets chroniques.

Milieux humides de la région des Prairies

Les données d'un total de 298 milieux humides différents situés en Saskatchewan (236), en Alberta (47) et au Manitoba (15) étaient disponibles pour les années 2014 et 2017 à 2019. Vingt-deux des milieux humides de la Saskatchewan ont été échantillonnés en 2018 et en 2019, pour un total de 320 années-sites en milieux humides de surveillance dans les trois provinces. Selon le système de classification défini dans les travaux de Stewart et Kartrud (1971)[6], quatre (1 %) des sites étaient des étangs éphémères (catégorie I), 16 (5 %) étaient des étangs temporaires (catégorie II), 268 (84 %) étaient des étangs ou des lacs saisonniers (catégorie III) ou semi-permanents (catégorie IV) et 17 (5 %) étaient des étangs ou des lacs permanents (catégorie V). Quinze (5 %) des milieux humides n'ont pas été classés, mais les données sur le site étaient disponibles pour ces milieux et ont été incluses dans l'analyse parce qu'elles ont été jugées pertinentes pour l'évaluation. Les milieux humides étaient situés dans des zones agricoles où l'on utilise des néonicotinoïdes; la plupart d'entre eux se trouvaient directement dans des champs agricoles ou recevaient des eaux de drainage de la totalité ou d'une partie des champs agricoles environnants. Selon les renseignements disponibles sur l'utilisation, au moins 49 des milieux humides étaient situés à l'intérieur de champs ou dans des zones adjacentes à des champs qui avaient été ensemencés avec des graines de canola traitées à la clothianidine en 2018 et 2019. Au total, 111 milieux humides se trouvaient à l'intérieur de champs ou dans des zones adjacentes à des champs ensemencés avec des semences traitées au thiaméthoxame (canola, blé, lentilles, orge, avoine) en 2018 et 2019, et 18 milieux humides se trouvaient dans des champs ensemencés avec des semences traitées à l'imidaclopride (pois, lentilles, soja) en 2017, 2018 ou 2019. Les terres entourant les autres milieux humides pour lesquelles l'information sur l'utilisation des néonicotinoïdes n'était pas disponible étaient utilisées pour des cultures comme le canola, l'orge, le blé, les lentilles, les pois, l'avoine, les pâturages et les graminées. Parmi ces cultures, le canola et le blé peuvent être traités à la clothianidine. La répartition de la taille et de la zone de captage des milieux humides échantillonnés dans les champs traités aux néonicotinoïdes s'est révélée représentative de celles que l'on trouve dans les zones agricoles des Prairies canadiennes. Les milieux humides situés à l'intérieur de champs ou dans des zones adjacentes à des champs ayant été traités avec un néonicotinoïde autre que la clothianidine au cours de l'année d'échantillonnage ont été inclus dans l'analyse même s'ils ne représentent pas des scénarios d'exposition à la clothianidine pour l'année d'utilisation. Les travaux de recherche montrent que les cultures traitées aux néonicotinoïdes sont fréquemment mises en rotation dans la région des Prairies et que les néonicotinoïdes peuvent persister et se propager entre les saisons de croissance, entraînant des détections dans les milieux humides au cours des années subséquentes (Main *et al.*, 2014 [nº de l'ARLA 2526133]; Main *et al.*, 2016 [nº de l'ARLA 2572395]).

6 Les milieux humides ont été classés par les chercheurs selon le système de classification défini dans les travaux de Stewart, R.E. et H.A. Kantrud. 1971. Classification of natural ponds and lakes in the glaciated Prairie region. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Fish and Wildlife Service des É.-U., Washington, D.C. (É.-U.) Resource Publication 92. 57 pages.

Au total, 3 050 échantillons ont été prélevés dans les milieux humides des Prairies. Chaque année-site de milieux humides comptait entre un et 20 échantillons prélevés entre les mois d'avril et d'octobre; 62 % des années-sites de milieux humides (197) comportaient cinq échantillons ou plus prélevés au cours de la période d'échantillonnage et 51 % (162) des années-sites comportaient dix échantillons ou plus prélevés au cours d'une année donnée.

La clothianidine a été détectée dans 47 (96 %) des 49 milieux humides à proximité de champs ou dans des zones adjacentes à des champs connus pour être ensemencés avec des graines traitées à la clothianidine (tableau A.7-5). Dans l'ensemble, la clothianidine a été détectée dans 210 (66 %) des 320 milieux humides surveillés; les concentrations sont généralement les plus élevées au printemps, avant et après le semis ou la plantation, et, par la suite, elles diminuent. Les concentrations de clothianidine au printemps avant le semis ont été attribuées aux apports du ruissellement printanier des résidus présents dans le sol. Les augmentations de concentration n'étaient pas courantes dans les milieux humides après les mois de juin ou de juillet; les précipitations au milieu de l'été et à la fin de la saison (après la mi-juillet) n'ont généralement pas entraîné d'augmentation des concentrations de clothianidine dans les milieux humides. Les concentrations plus élevées étaient généralement mesurées dans des milieux humides de petite taille qui se trouvaient à de plus courtes distances de la zone ensemencée et qui avaient reçu de fortes précipitations.

La clothianidine s'est rapidement dissipée et n'a pas persisté dans les milieux humides des Prairies. Il a été possible de calculer le temps de dissipation de 50 % (TD_{50}) de la clothianidine dans 40 milieux humides échantillonnés chaque semaine. Les TD_{50} pour la clothianidine dans les milieux humides variaient de 1,9 à 21,3 jours, et la moyenne globale était de 11,3 jours (tableau A.7-6).

Aucun des milieux humides ne présentait de concentrations de clothianidine supérieures au paramètre d'effets aigus (CD_5 de 1,3 µg/L; figure A.7-2, panneau A). La concentration maximale de clothianidine détectée était de 0,514 µg/L.

La concentration moyenne mobile maximale de clothianidine sur 28 jours dépassait le paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L dans trois (0,9 %) des 320 sites de milieux humides échantillonnés (figure A.7-2, panneau B). Aucun (0 %) des 320 milieux humides échantillonnés ne présentait de concentrations moyennes mobiles de clothianidine sur 28 jours supérieures au paramètre d'effets chroniques en mésocosme de 0,281 µg/L. La concentration moyenne mobile la plus élevée sur 28 jours dans les milieux humides des Prairies était de 0,157 µg/L. Le QR le plus élevé calculé à l'aide de la concentration moyenne maximale sur 28 jours et du paramètre d'effets chroniques en laboratoire était de 1,3. Le QR le plus élevé calculé à l'aide de la concentration moyenne maximale sur 28 jours et du paramètre d'effets chroniques fondé sur une étude en mésocosme était de 0,6.

Canaux d'irrigation et tuyaux de drainage de la région des Prairies

Au total, 53 canaux d'irrigation différents et sept tuyaux de drainage situés en Alberta ont été échantillonnés en 2017 et en 2018. Dix-huit des canaux d'irrigation et deux des sites de tuyaux de drainage ont été échantillonnés au cours des deux années, pour un total de 80 années-sites de

surveillance. Au total, 313 échantillons ont été prélevés dans des canaux d'irrigation, et 45 échantillons ont été prélevés dans des tuyaux de drainage pendant cette période. En 2017, les sites de tuyaux de drainage étaient des zones de drainage ensemencées en fourrage, en pommes de terre et en blé; l'information sur les cultures autour des sites de tuyaux de drainage n'a pas été recueillie pour 2018. Les canaux d'irrigation se trouvent dans les régions de l'Alberta où l'intensité des activités agricoles est la plus élevée, et ils servent à détourner l'eau pour l'irrigation des cultures. Les sites surveillés faisaient partie de programmes de surveillance à long terme dans les districts d'irrigation de l'Alberta. L'information sur les cultures ou l'utilisation des néonicotinoïdes autour des sites de canaux d'irrigation n'a pas été fournie.

La clothianidine n'a été détectée dans aucun des 358 échantillons prélevés dans les canaux d'irrigation et les sites de drains de l'Alberta entre 2017 et 2018. L'eau des canaux d'irrigation et des tuyaux de drainage est considérée comme moins représentative de l'habitat aquatique à protéger, et les structures artificielles n'ont pas été conçues pour soutenir la vie aquatique.

Précipitations dans la région des Prairies

Comme l'indique le document PSRD2018-01, la saison de croissance de 2017 a été généralement plus sèche que la moyenne dans les Prairies canadiennes. Les précipitations quotidiennes reçues aux sites d'échantillonnage ou aux stations météorologiques à proximité, ainsi que les données sur les précipitations normales sur 30 ans étaient disponibles et utilisées pour évaluer si les précipitations reçues au cours des saisons de croissance 2018 et 2019 étaient représentatives d'une année type. Les précipitations ont varié au cours des périodes d'échantillonnage de 2018 et de 2019. Compte tenu d'une plage de précipitations normales de 85 % à 115 % de la moyenne des précipitations historiques des 30 dernières années, certaines régions des Prairies canadiennes ont reçu des quantités de précipitations inférieures à la normale au cours d'un mois donné; cependant, des quantités de précipitations normales ou supérieures à la normale ont été reçues au cours des autres mois de la saison de croissance. Plusieurs zones échantillonnées ont connu des conditions plus humides que la normale. Dans la plupart des milieux humides des Prairies, il y a eu des épisodes de fortes précipitations (par exemple, plus de 40 mm). Dans l'ensemble, les niveaux de précipitations reçus dans les zones échantillonnées des Prairies canadiennes au cours des saisons de croissance 2018 et 2019 ont été jugés représentatifs d'une année type.

1.3.4.2.2 Régions de culture à l'extérieur des Prairies

Bien que la clothianidine soit utilisée principalement comme traitement des semences dans la région des Prairies, dans d'autres régions du Canada, la clothianidine est utilisée en traitement des semences, sous forme de mouillage des sillons et en pulvérisation foliaire. Parmi les cultures qui peuvent être traitées à la clothianidine, mentionnons le maïs, les pommes de terre, les oléagineux, les légumes, le blé, les raisins et le gazon. La récente décision de réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs (RVD2019-05) a entraîné des changements au profil d'emploi de la clothianidine. Les utilisations actuellement homologuées de la clothianidine sont présentées à l'annexe II.

Des données de surveillance des eaux étaient disponibles pour 288 sites différents dans des zones agricoles intensives de l'Île-du-Prince-Édouard, de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick, du Québec, de l'Ontario et de la Colombie-Britannique (figure A.7-1). Divers types de cours d'eau ont été surveillés, notamment les rivières, les ruisseaux, les bourbiers, les lacs et les fossés de drainage. Dix-sept sites ont été échantillonnés au cours de la même année dans le cadre de deux ou trois programmes de surveillance différents; pour simplifier les calculs, ils ont été considérés comme des années-sites distinctes. Alors que 80 % (230) des sites ont fait l'objet d'une surveillance sur une ou deux années, 5 % (13 sites) comportaient trois années de données, 9 % (27 sites) comportaient quatre années de données et 6 % (16 sites) avaient été échantillonnés pendant cinq à huit années (tableau A.7-4). Au total, 5 133 échantillons d'eau provenant de 552 années-sites de surveillance étaient disponibles pour la période de 2010 à 2019 (tableau A.7-3). De ces données, 2 260 (44 %) des échantillons et 298 (54 %) des années-sites constituent de nouvelles données qui n'avaient pas été prises en considération dans le projet de décision d'examen spécial de la clothianidine. Les détails sur les ensembles de données de surveillance sont fournis dans le tableau A.7-2.

Le nombre d'échantillons prélevés chaque année à chaque site variait de 1 à 7 dans les provinces de l'Atlantique, de 1 à 10 en Colombie-Britannique et de 1 à 31 en Ontario et au Québec (tableau A.7-2). La fréquence d'échantillonnage variait selon le programme. Des échantillons ont été prélevés environ une fois par mois au Nouveau-Brunswick et à l'Île-du-Prince-Édouard, aux deux semaines en Colombie-Britannique, une fois par semaine ou aux deux semaines (ainsi qu'un échantillonnage déclenché par les pluies en juin et juillet 2019) dans le sud-ouest de l'Ontario, une fois par mois dans la vallée de l'Outaouais (bien que jusqu'à deux échantillons seulement aient été prélevés à chaque site), et tous les deux ou trois jours ou toutes les semaines au Québec, selon le plan d'eau. La plupart des sites de la Nouvelle-Écosse n'ont été échantillonnés qu'une seule fois. Les sites d'échantillonnage reflètent la couverture des bassins hydrographiques agricoles de l'Île-du-Prince-Édouard, du Québec, de l'Ontario et de la Colombie-Britannique; bien que moins de sites aient été surveillés en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick, les sites surveillés se trouvaient dans des bassins hydrographiques faisant l'objet d'une culture intensive. Les lieux d'échantillonnage et leurs bassins hydrographiques étaient habituellement situés dans des zones représentatives de l'agriculture provinciale dans son ensemble et contenaient des exemples des densités les plus élevées ou proches des plus élevées des principales cultures sur lesquelles la clothianidine est utilisée comme traitement des semences, en raie de semis ou en application foliaire (n^{o} de l'ARLA 2935271, 3025394 et 3070837).

Les bassins hydrographiques de l'Île-du-Prince-Édouard sont petits (environ 200 km^2 ou moins), avec des réseaux fluviaux proportionnellement courts (généralement moins de 20 km de la source à l'océan) et on y trouve des cultures très intensives de pommes de terre en particulier. À titre d'exemple, les bassins hydrographiques de Wilmot et de Huntley ont une superficie inférieure à 50 km^2 et leurs principales rivières ont une longueur de 6 à 12 km, et l'utilisation de ces terres représente environ 40 % des cultures de pommes de terre chaque année. Les cultures secondaires sont habituellement des pâturages et des céréales, avec un très faible pourcentage de la production de maïs et de soja dans l'ensemble de la province. Comme les taux d'utilisation de la clothianidine pour certaines des principales cultures canadiennes (maïs, canola, blé et pomme de terre; non homologuée pour les cultures de soja ou de légumineuses) sont les plus élevés pour

les pommes de terre, et que les pommes de terre représentent les pourcentages les plus élevés de la superficie du bassin hydrographique, il est raisonnable de supposer que les résidus de clothianidine dans l'eau de l'Île-du-Prince-Édouard seraient principalement attribués à la culture de la pomme de terre. Les sites de surveillance de l'Île-du-Prince-Édouard chevauchaient toutes les zones de plus forte densité de culture de la pomme de terre de la province.

Une seule année-site de surveillance de la clothianidine était disponible pour le Nouveau-Brunswick, soit les données recueillies en 2015 dans la rivière Big Presqu'île à l'endroit où elle pénètre dans le fleuve Saint-Jean à Connell. Il s'agit d'un grand bassin hydrographique qui s'étend au-delà de la frontière entre le Canada et les États-Unis; cependant, l'intensité agricole des deux côtés de la frontière semble être semblable (40 % à 50 % des terres cultivées du bassin hydrographique). Les cultures de pommes de terre et les pâturages y sont prédominants, représentant chacun 15 % des bassins hydrographiques.

En Nouvelle-Écosse, la surveillance a été effectuée dans la vallée de l'Annapolis en 2015 (un site) et en 2016 (cinq sites). La vallée de l'Annapolis contient les zones de culture les plus intensives de la Nouvelle-Écosse, bien que l'agriculture soit beaucoup plus limitée sur le plan de la densité et de la superficie comparativement à l'Île-du-Prince-Édouard, à l'Ontario et au Québec (selon le n^{o} de l'ARLA 2935271).

En Ontario et au Québec, les lieux d'échantillonnage étaient stratégiquement situés dans des bassins hydrographiques de tailles variées. Ils étaient représentatifs des principales zones de culture du maïs, du soja, de la pomme de terre, des céréales, des vergers, des vignobles et des serres, et, dans la plupart des cas, les activités agricoles y étaient très intensives (superficie cultivée supérieure à 50 % de la superficie totale du bassin hydrographique). Il est à noter que la clothianidine n'est pas homologuée pour utilisation dans les serres; les serres sont mentionnées ici parce qu'elles représentent une partie importante des cultures du bassin hydrographique. Les cultures de céréales n'étaient prédominantes dans aucun bassin hydrographique; elles sont cultivées de façon assez égale dans toutes les provinces à une densité relativement faible (elles représentent au maximum 15 %, mais généralement moins de 5 % de la superficie totale du bassin hydrographique au Québec et moins de 10 % en Ontario, selon les renseignements fournis dans les n^{os} de l'ARLA 2935271 et 3070837).

Des échantillons ont été prélevés dans cinq bassins hydrographiques de la vallée de l'Okanagan, en Colombie-Britannique, en 2015 (un seul site), en 2017 et en 2018. Les bassins hydrographiques contenaient tous une quantité importante de vergers de cerisiers et de pommiers, ainsi que de pêches, de prunes et d'abricots ainsi que de vignobles. Les néonicotinoïdes étaient homologués pour être utilisés sur toutes ces cultures au moment de la surveillance. Les emplacements en amont et en aval des zones de vergers et de vignobles ont été choisis pour tenter d'isoler les contributions potentielles de l'utilisation des néonicotinoïdes sur ces cultures aux concentrations décelées dans l'eau. De plus, un total de 19 sites des basses terres continentales de la Colombie-Britannique ont été échantillonnés entre 2014 et 2018. Les emplacements d'échantillonnage en amont et en aval dans certains bassins hydrographiques ont été choisis dans le but d'isoler les zones de production de pommes de terre et de légumes, car ces cultures sont traitées avec des néonicotinoïdes, sous forme de traitement des plantons de pomme de terre, et dans la production de légumes, sous forme de mouillages du sol ou d'applications en

raie de semis. Des baies (bleuets, framboises, mûres et fraises) étaient également cultivées dans certains bassins hydrographiques. Du maïs, des pépinières, des plantes ornementales et des serres se trouvaient également dans certains bassins hydrographiques. Quelques sites des basses terres continentales étaient adjacents à des zones principalement boisées ou urbaines.

La clothianidine a été détectée dans 432 (78 %) des 552 années-sites de surveillance disponibles.

1.3.4.2.2.1 Risque aigu dans les régions de culture à l'extérieur des Prairies

La figure A.7-3 (panneau A) montre la concentration maximale de clothianidine mesurée pour chacune des 552 années-sites de surveillance dans les plans d'eau de la région de l'Atlantique, du Québec, de l'Ontario et de la Colombie-Britannique, regroupés selon les principales cultures de chaque bassin hydrographique. Les concentrations de clothianidine étaient égales ou supérieures au paramètre d'effets aigus dans le cas de trois années-sites. Au total, cinq (0,1 %) des 5 133 échantillons prélevés entre 2010 et 2019 présentaient des concentrations de clothianidine égales ou supérieures au paramètre d'effets aigus de 1,3 µg/L. Les concentrations de clothianidine mesurées dans les cinq échantillons dépassant le paramètre d'effets aigus variaient de 1,3 à 11 µg/L, et les QR connexes variaient de 1,0 à 8,5. Quatre des cinq échantillons (trois en 2013 et un en 2014) provenaient du ruisseau Gibeault-Delisle, au Québec, un très petit bassin versant qui fait l'objet de cultures intensives (12 km^2, dont 85 % sont cultivés). L'autre échantillon provenait de la rivière Wilmot à l'Île-du-Prince-Édouard, un autre bassin hydrographique de petite taille faisant l'objet de cultures intensives (46 km^2, dont 85 % sont cultivés). Les principales cultures dans le bassin versant du ruisseau Gibeault-Delisle sont les pommes de terre (21 %), les légumes (21 %), le maïs (17 %) et le soja (17 %). Les pommes de terre représentent 40 % des cultures du bassin hydrographique de la rivière Wilmot, et les céréales, 15 %.

1.3.4.2.2.2 Risque chronique dans les régions de culture à l'extérieur des Prairies

La figure A.7-3 (panneau B) montre la concentration moyenne maximale de clothianidine sur 28 jours dans chacune des 552 années-sites de surveillance des plans d'eau situés dans la région de l'Atlantique, au Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique, regroupés selon les principales cultures de chaque bassin hydrographique.

La concentration moyenne mobile maximale de clothianidine sur 28 jours était de 2,05 µg/L dans le ruisseau Gibeault-Delisle en 2013. Le risque chronique pour les invertébrés aquatiques a été évalué en comparant les concentrations maximales de clothianidine sur 28 jours dans les plans d'eau avec, d'une part, les paramètres d'effets chroniques en laboratoire et, d'autre part, les paramètres d'effets en mésocosme. Un résumé des concentrations moyennes mobiles maximales de clothianidine sur 28 jours et des QR chroniques connexes aux sites où les paramètres d'effets chroniques ont été dépassés est présenté dans le tableau A.7-7 pour le paramètre d'effets chroniques en laboratoire et dans le tableau A.7-8 pour le paramètre d'effets chroniques en mésocosme. Pour chacune des comparaisons des paramètres d'effets, le risque a été davantage caractérisé par l'examen des emplacements et de certaines des caractéristiques du bassin hydrographique où les concentrations moyennes maximales sur 28 jours dépassaient les paramètres d'effets chroniques, et s'il y a eu des dépassements aux mêmes sites sur plusieurs

années. Les données sur la taille du bassin hydrographique, le pourcentage de cultures et les principales cultures cultivées dans les bassins hydrographiques pour les sites montrant des concentrations moyennes de clothianidine sur 28 jours supérieures aux paramètres d'effets chroniques en laboratoire et en mésocosme sont présentées au tableau A.7-7 et au tableau A.7-8, respectivement.

Caractérisation du risque chronique à l'aide du paramètre d'effets chroniques en laboratoire

La moyenne mobile des concentrations maximales de clothianidine sur 28 jours dépassait le paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L dans 50 (9 %) des 552 années-site, dans 31 (11 %) des 288 sites échantillonnés. Les 31 sites étaient situés dans 24 bassins hydrographiques; 26 sites (19 bassins hydrographiques; 39 sites-année) se trouvaient en Ontario, trois (trois bassins hydrographiques; sept années-sites) au Québec et deux (deux bassins hydrographiques; quatre sites-année) à l'Île-du-Prince-Édouard (tableau A.7-7).

Les sites où les concentrations moyennes maximales de clothianidine sur 28 jours dépassaient le paramètre d'effets chroniques en laboratoire se trouvaient généralement dans des bassins hydrographiques de petite taille, à culture intensive. Seuls deux des 24 bassins hydrographiques s'étendaient sur une superficie supérieure à 80 km^2. Au moins 19 des 24 bassins hydrographiques à zones cultivées représentaient plus de 60 % de la superficie totale du bassin hydrographique; les pourcentages de cultures dans deux bassins hydrographiques n'étaient pas déterminés (tableau A.7-7).

Six des 31 sites (et 12 des 50 années-sites) se situaient dans des zones où les cultures de la pomme de terre occupaient une grande partie (de 10 à 40 %) du bassin hydrographique : les rivières Huntley (trois années-sites) et Wilmot (une année-sites) à l'Île-du-Prince-Édouard; la rivière Blanche (deux années-sites), le ruisseau Chartier (trois années-site) et le ruisseau Gibeault-Delisle (deux années-sites) au Québec et le ruisseau Nottawasaga (une année-sites), qui est un petit affluent de la rivière Nottawasaga en Ontario (tableau A.7-7). Comme indiqué précédemment pour les quatre bassins hydrographiques répertoriés en Ontario et au Québec, d'autres cultures comme celles du maïs, du soja et des légumes occupent aussi de grandes portions des bassins hydrographiques.

Dans les zones de cultures de la pomme de terre, les QR associés à la concentration moyenne maximale de clothianidine sur 28 jours atteignaient ou dépassaient les effets chroniques mesurés en laboratoire dans le cas de 12 années-sites (QR allant de 1,0 à 17; tableau A.7-7). Trois années-sites présentaient des QR compris entre 1,0 et 1,8, deux présentaient des QR compris entre 2 et 2,4, trois présentaient des QR compris entre 3 et 3,6, et trois présentaient des QR supérieurs à 5,0 (5,7 pour la rivière Wilmot en raison d'un seul échantillon au-dessus du critère d'effet, et 11 et 17 pour le ruisseau Gibeault-Delisle).

Vingt-trois des 31 sites (16 bassins hydrographiques et 36 des 50 années-sites) où les concentrations moyennes maximales de clothianidine sur 28 jours dépassaient le paramètre d'effets chroniques en laboratoire étaient situés dans des zones de culture du maïs et du soja (tableau A.7-7). Dans neuf des 31 sites, les moyennes sur 28 jours dépassaient le critère d'effet

depuis plus d'un an : ruisseau Big (deux années-sites), ruisseau Decker (trois années-sites), Garvey Glenn (deux années-sites), site principal du drain Lebo (quatre années-sites), drain Lebo 5 (deux années-sites), drain Lebo 6 (deux années-sites), ruisseau Little Ausable (deux années-sites), drain McKillop (trois années-sites) et ruisseau White Ash (deux années-sites); les neuf sites étaient tous situés en Ontario.

Les QR maximums associés à la concentration moyenne maximale de clothianidine sur 28 jours au cours des 36 années-sites pendant lesquelles les concentrations dépassaient le paramètre d'effets chroniques en laboratoire dans les zones de culture du maïs et du soja variaient de 1 à 5,8. Pour vingt-huit années-sites, les QR maximums étaient compris entre 1 et 1,9; pour cinq années-sites, les QR étaient compris entre 2 et 2,9, pour deux sites-année, les QR étaient compris entre 3 et 3,4 et pour une année-site, le QR était supérieur à 5. En ce concerne l'année-site pour laquelle le QR était supérieur à 5 (5,8), l'échantillonnage a été effectué à l'aide de POCIS déployés pendant 14 jours dans le site principal du drain Lebo en 2016. Les résultats de l'échantillonnage instantané effectué au cours de deux autres programmes sur le même site la même année révélaient des concentrations moyennes sur 28 jours inférieures à la moyenne sur 14 jours des POCIS, et un QR maximum de 1,8 (2 en tenant compte des données de l'échantillonnage instantané effectué durant tous les programmes). Dans quatre fossés de drainage (six années-sites) du bassin hydrographique du drain Lebo, les concentrations moyennes de clothianidine sur 28 jours étaient supérieures au paramètre d'effets chroniques en laboratoire. Les QR pour les quatre fossés de drainage variaient de 1,2 à 3. Les fossés de drainage se prêtent moins à une évaluation des risques de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques, car ce ne sont pas des habitats aquatiques typiques.

Deux des 31 sites (deux des 50 années-sites) où les concentrations moyennes maximales de clothianidine sur 28 jours étaient supérieures au paramètre d'effets chroniques en laboratoire se situaient dans des régions de l'Ontario où les vergers et les vignobles occupent plus de 50 % de la superficie du bassin hydrographique (tableau A.6-7). Dans ces deux sites, les concentrations moyennes maximales sur 28 jours n'ont dépassé le paramètre d'effets chroniques en laboratoire que pendant une année de surveillance sur cinq. Les QR maximums pour les deux années où les concentrations moyennes sur 28 jours étaient supérieures au paramètre d'effets chronique en laboratoire étaient de 1,1 et 1,2 (tableau A.7-7).

Caractérisation du risque chronique à l'aide du paramètre d'effets chroniques en mésocosme

Les concentrations moyennes maximales de clothianidine sur 28 jours avoisinaient ou excédaient le paramètre d'effets chroniques en mésocosme établi à 0,281 µg/L dans 15 (3 %) des 552 années-sites, dans 12 (4 %) des 288 sites échantillonnés. Un site dans lequel la concentration moyenne maximale était de 0,275 µg/L sur 28 jours a été inclus dans ce total parce que la concentration était proche du paramètre d'effets chroniques en mésocosme et que le quotient de risque correspondant (0,979) était de 1 lorsqu'on l'a arrondi à une décimale. Les 12 sites se trouvaient dans 11 bassins hydrographiques. Sept sites (six bassins hydrographiques; sept années-sites) se trouvaient en Ontario, trois sites (trois bassins hydrographiques; cinq années-sites) au Québec et deux sites (deux bassins hydrographiques; trois années-sites) à l'Île-du-Prince-Édouard (tableau A.7-8).

Les sites où la concentration moyenne maximale de clothianidine sur 28 jours dépassait le paramètre d'effets chroniques sur le mésocosme se trouvaient généralement dans des bassins hydrographiques de petite taille et à culture intensive. Les bassins hydrographiques des 12 sites occupaient tous une superficie inférieure à 65 km^2 et neuf d'entre eux comportaient des zones cultivées représentant plus de 60 % de la superficie totale du bassin hydrographique (tableau A.7-8).

Six des douze sites (et neuf des années-sites) se trouvaient dans des zones où les cultures de pommes de terre occupent une grande partie (de 10 à 40 %) du bassin hydrographique : les rivières Huntley (deux années-sites) et Wilmot sur l'Île-du-Prince-Édouard, la rivière Blanche (deux sites-année), les ruisseaux Chartier et Gibeault-Delisle (deux années-sites) au Québec et le ruisseau Nottawasaga, petit affluent de la rivière Nottawasaga en Ontario (tableau A.7-8). Les cultures de maïs et de soja occupent ensemble environ 22 à 34 % de la superficie du bassin hydrographique des ruisseaux Chartier, Gibeault-Delisle et Nottawasaga, et la culture de légumes couvre 21 % du bassin hydrographique du ruisseau Gibeault-Delisle. L'échantillonnage effectué aux fins d'enquête à d'autres sites du ruisseau Nottawasaga a permis de découvrir que la principale source de clothianidine sur ce site en 2019 provenait probablement des champs de pommes de terre traités à la clothianidine pendant la saison 2019 (n^o de l'ARLA 3070837). En plus de la pomme de terre, le maïs et des céréales sont aussi cultivés dans le bassin hydrographique de la rivière Blanche. Dans cinq des six sites situés dans des zones de culture de pommes de terre où les moyennes sur 28 jours dépassaient le paramètre d'effets chroniques sur le mésocosme, la concentration dans plusieurs échantillons consécutifs avoisinait ou dépassait 0,281 µg/L. Les concentrations moyennes maximales sur 28 jours à trois des sites, la rivière Blanche, le ruisseau Gibeault-Delisle et la rivière Huntley, avoisinaient ou dépassaient le paramètre d'effets chroniques sur le mésocosme pendant deux ans de surveillance.

Dans les zones de culture de la pomme de terre, les QR associés à la concentration moyenne maximale de clothianidine sur 28 jours avoisinaient ou dépassaient le paramètre d'effets chroniques sur le mésocosme dans le cas de neuf années-sites (les QR variaient de 1 à 7,3; tableau A.7-8). Dans six années-sites, les QR se situaient entre 1 et 1,5, dans une année-site le QR était de 2,4 et dans deux années-sites (tous deux du ruisseau Gibeault-Delisle), les QR étaient de 4,7 et de 7,3.

Les QR chroniques ci-dessus sont calculés à l'aide de la concentration sans effet observé. Pour mieux caractériser le risque chronique dans les sites des zones de culture de la pomme de terre, on a utilisé la CMEO en mésocosme, qui est la concentration la plus faible de clothianidine à laquelle des effets toxiques sur les invertébrés aquatiques ont été observés dans l'étude du risque chronique en mésocosme retenue pour l'évaluation quantitative des risques. À la CMEO de 0,573 µg/L, des réductions de l'abondance des espèces individuelles et de la richesse des taxons d'insectes émergents ont été observées; cependant, les effets étaient transitoires et un rétablissement a été observé à la fin de l'étude de 56 jours (voir la partie 1.3.1 intitulée Paramètres révisés des effets de la clothianidine). Les QR calculés à l'aide de la CMEO en mésocosme variaient de 0,5 à 3,6. Dans six sites-année, les QR étaient inférieurs à 1 et dans trois années-sites, ils étaient supérieurs à 1 (1,2, 2,3 et 3,6).

Six des 12 sites (et six des 15 années-sites) où les concentrations moyennes maximales de clothianidine sur 28 jours étaient supérieures au paramètre d'effets chroniques sur le mésocosme se trouvaient dans des zones de culture de maïs et de soja en Ontario (tableau A.7-8). La clothianidine n'est pas homologuée pour la culture de soja; cependant, elle persiste longtemps dans le sol, et le maïs et le soja sont souvent cultivés en rotation. La clothianidine est un produit de transformation du thiaméthoxame, qui est homologué pour la culture du soja. L'utilisation du thiaméthoxame peut contribuer aux concentrations de clothianidine dans l'eau. L'échantillonnage à l'aide de POCIS déployés sur 14 jours dans le site principal du drain Lebo en 2016 a révélé une concentration moyenne maximale pondérée dans le temps sur 14 jours supérieure au paramètre d'effets chroniques sur le mésocosme et un QR résultant de 2,5 (QR de 1,2 calculé à l'aide de la CMEO sur le mésocosme; tableau A.7-8). Le site principal du drain Lebo a fait l'objet d'une surveillance pendant sept années consécutives entre 2013 et 2019, et les concentrations ont dépassé le paramètre d'effets chroniques sur le mésocosme dans un seul cas, pendant un déploiement de 14 jours des POCIS en 2016. Outre les résultats obtenus par les POCIS, les QR associés à la concentration moyenne maximale de clothianidine sur 28 jours au cours des cinq autres années dans le site où les concentrations dépassaient le paramètre d'effets chroniques sur le mésocosme dans les zones de culture de maïs et de soja ont varié de 1 à 1,4 (en fonction d'une CMEO en mésocosme de 0,5 à 0,7) (tableau A.7-8). Aucune des zones de drainage des plans d'eau situées dans les zones de culture de maïs et de soja n'a présenté de concentrations moyennes maximales sur 28 jours supérieures au paramètre d'effets pendant plus d'un an.

Contribution du thiaméthoxame à la présence de clothianidine dans les plans d'eau

Dans le sol, la clothianidine est un produit de transformation du thiaméthoxame, un autre insecticide néonicotinoïde homologué. L'utilisation du thiaméthoxame peut contribuer à la présence de clothianidine dans les plans d'eau. Un programme de surveillance dans des zones humides des Prairies a consisté à étudier l'éventuelle contribution du thiaméthoxame, insectide servant à enrober les semences, aux concentrations de clothianidine observées dans l'eau des zones humides (nº de l'ARLA 3016892). La présence de clothianidine découlant de l'utilisation du thiaméthoxame a été examinée à l'aide du rapport clothianidine-thiaméthoxame dans les zones humides où l'utilisation de thiaméthoxame était reconnue.

Les données de surveillance obtenues dans des zones humides de champs ensemencées avec des semences traitées au thiaméthoxame en 2018 ont révélé que le rapport clothianidine-thiaméthoxame dans l'eau des zones humides dépend à la fois de l'emplacement de la source et du temps. On observe une prédominance de rapports clothianidine-thiaméthoxame faibles lorsque les conditions favorisent le ruissellement de surface ou lorsque les zones humides s'étendent et inondent les zones ensemencées en début de saison; les rapports clothianidine-thiaméthoxame augmentent au cours de la saison de croissance si les zones humides s'étendent en taille après les précipitations, car le thiaméthoxame se transforme en clothianidine dans le sol (nº de l'ARLA 3016892).

Dans la majorité (16 sur 20) des afflux d'eau contenant des néonicotinoïdes dans les zones humides, le rapport clothianidine-thiaméthoxame était inférieur à 0,2, et dans 18 afflux sur 20, ce rapport était inférieur à 0,3. Deux cas de rapports élevés de clothianidine-thiaméthoxame (0,57 et

0,63) qui ont été observés résultent probablement de la libération de vieux résidus dans l'eau lorsque le sol ensemencé adjacent à la zone humide est inondé; les données semblent indiquer que ces rapports élevés sont observés dans une minorité des afflux et se limitent aux petites zones humides éphémères les plus vulnérables à l'expansion induite par le ruissellement.

Dans aucun des milieux humides des Prairies faisant l'objet d'une surveillance intensive et adjacents à des champs ensemencés de semences traitées au thiaméthoxame (56 en 2018 et 58 en 2019; 92 milieux humides au total), les concentrations de clothianidine n'ont dépassé le paramètre d'effets aigus de 1,3 µg/L, le paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L ou le paramètre d'effets chroniques en mésocosme de 0,281 µg/L. Dans un milieu humide échantillonné en 2019, les concentrations maximales de pointe et les concentrations moyennes de clothianidine sur 28 jours (0,27 µg/L et 0,13 µg/L, respectivement) après de fortes précipitations ont dépassé le paramètre d'effets chroniques en laboratoire, mais pas le paramètre d'effets sur le mésocosme. À la suite d'enquêtes à l'aide de photographies aériennes et d'analyses de sol, ces concentrations de clothianidine ont été attribuées à l'apport d'un champ de canola voisin ayant été ensemencé avec des semences traitées à la clothianidine.

Ces résultats montrent qu'après l'utilisation du thiaméthoxame pour le traitement des semences, les concentrations de clothianidine mesurées dans l'eau des zones humides étaient généralement inférieures de 20 % à celles du thiaméthoxame. Dans ces zones humides, les concentrations de clothianidine n'ont pas dépassé les paramètres d'effets aigus ou chroniques de la clothianidine.

1.3.4.2.3 Réduction potentielle des concentrations de clothianidine

Les concentrations de surveillance signalées pour la clothianidine reflètent le modèle d'utilisation au moment du prélèvement des échantillons.

Certains dépassements des paramètres d'effets aigus et chroniques ont été observés dans les plans d'eau associés à des cultures de maïs et à des vergers. À la suite de la décision de réévaluer les risques pour les insectes pollinisateurs découlant de l'utilisation de la clothianidine (RVD2019-05), l'homologation de l'utilisation sur les fruits à pépins et les fruits à noyau a été révoquée. En conséquence, les données de surveillance peuvent présenter des estimations prudentes de l'exposition dans certains bassins hydrographiques.

En 2015, de nouvelles exigences réglementaires relatives à la vente et à l'utilisation de semences traitées au thiaméthoxame, à la clothianidine et à l'imidaclopride en Ontario sont entrées en vigueur pour appuyer l'objectif de la province de réduire le nombre d'hectares ensemencés avec des semences de maïs et de soja traitées aux néonicotinoïdes, grâce à une approche progressive sur plusieurs années (gouvernement de l'Ontario, 2020, n^{o} de l'ARLA 3197050). En septembre 2018, le Québec a mis en œuvre une stratégie de réduction des pesticides. Cette stratégie a mené à l'adoption en 2020 d'une réglementation qui eu des répercussions sur l'utilisation et la vente de diverses semences (avoine, blé, canola, orge, maïs et soja) traitées au thiaméthoxame, à la clothianidine et à l'imidaclopride (gouvernement du Québec, 2018; n^{o} de l'ARLA 3197055). Dans ce contexte, les répercussions de ces programmes sur les concentrations détectées dans l'environnement ne sont pas claires à l'heure actuelle, mais pourraient réduire l'exposition aux systèmes aquatiques en Ontario et au Québec.

1.3.4.2.4 Observations générales fondées sur la surveillance

Les concentrations de clothianidine dans les plans d'eau canadiens ont rarement dépassé le paramètre d'effets aigus (CD_5 : 1,3 µg/L); cinq (0,05 %) des 9 850 échantillons prélevés présentaient des concentrations de clothianidine supérieures au paramètre d'effets aigus et ces cinq échantillons provenaient de deux (0,3 %) des 775 sites différents répartis dans neuf provinces du Canada.

Les cas où les concentrations moyennes maximales de clothianidine sur 28 jours dépassaient le paramètre d'effets chroniques ont été rares dans les Prairies. Dans le cas de trois (0,9 %) des 320 années-sites de surveillance dans les zones humides des Prairies échantillonnées, les concentrations moyennes de clothianidine sur 28 jours dépassaient le paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L (QR le plus élevé : 1,3); aucun (0 %) ne présentait de concentrations moyennes sur 28 jours dépassant le paramètre d'effets chroniques en mésocosme de 0,281 µg/L (QR le plus élevé : 0,6). Les concentrations de clothianidine dans les plans d'eau des provinces des Prairies n'ont dépassé le paramètre d'effets chroniques dans aucune des 245 années-sites de données de surveillance disponibles.

Dans les régions situées à l'extérieur des provinces des Prairies, les cas où les concentrations moyennes maximales de clothianidine sur 28 jours dépassaient le paramètre d'effets chroniques étaient peu fréquents. Dans 31 (11 %) des 288 sites (24 bassins hydrographiques) et 50 (9 %) des 552 années-sites de surveillance, les concentrations moyennes maximales de clothianidine dans l'eau sur 28 jours dépassaient le paramètre d'effets en laboratoire de 0,12 µg/L. Les concentrations moyennes maximales de clothianidine sur 28 jours étaient proches ou supérieures à la valeur de 0,281 µg/L correspondant aux effets chroniques en mésocosme dans 12 (4 %) des 288 sites (11 bassins hydrographiques) échantillonnés ou dans 15 (3 %) des 552 années-sites de surveillance. Les plans d'eau où les concentrations moyennes maximales de clothianidine sur 28 jours dépassaient le paramètre d'effets chroniques se trouvaient généralement dans des bassins hydrographiques de petite taille et faisant l'objet d'une culture intensive. Les concentrations dépassaient les paramètres d'effets chroniques en laboratoire, principalement dans les bassins hydrographiques où le maïs et le soja étaient cultivés, et où les cultures de pommes de terre occupaient une grande partie des bassins hydrographiques, souvent en combinaison avec d'autres cultures comme le maïs, le soja et les légumes.

Les QR chroniques maximums étaient généralement plus élevés dans les bassins hydrographiques associés à des zones de culture de la pomme de terre que dans les zones de culture du maïs et du soja. Sur la base du paramètre d'effets chroniques en laboratoire, les QR les plus élevés étaient de 17 dans les zones associées à la culture de la pomme de terre et de 5,8 dans les zones associées aux cultures du maïs et du soja. Selon le paramètre d'effets chroniques basé sur le mésocosme, les QR les plus élevés étaient de 7,3 dans les zones associées à la culture de la pomme de terre et de 2,5 dans les zones associées aux cultures du maïs et du soja. Une caractérisation plus poussée à l'aide de la CMEO sur le mésocosme donne un QR maximal de 3,6 dans les zones associées à la culture de la pomme de terre et de 1,2 dans les zones associées à la culture du maïs et du soja. Les concentrations les plus élevées étant généralement observées au début de la saison de croissance, on recommande une méthode d'application au sol ou sur les semences plutôt qu'une méthode d'application foliaire sur les pommes de terre.

Certains des dépassements des paramètres d'effets aigus et chroniques ont été observés dans les plans d'eau associés à l'utilisation de la clothianidine sur le maïs et dans les vergers. Compte tenu des récents règlements fédéraux et provinciaux mentionnés ci-dessus, les concentrations de clothianidine vont probablement diminuer.

1.3.5 Rapports d'incidents relatifs à l'environnement

On a interrogé la base de données sur les rapports d'incidents de Santé Canada et l'Ecological Incident Information System (EIIS) de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis pour connaître les incidents environnementaux liés à la clothianidine en date du 5 février 2021. Aucun incident mettant en cause des invertébrés aquatiques n'a été signalé au Canada ou aux États-Unis en rapport avec l'utilisation de la clothianidine (n^{o} de l'ARLA 3127643).

1.4 Incertitudes relevées dans l'évaluation des risques

Santé Canada a relevé les incertitudes suivantes dans l'évaluation quantitative des risques que pose l'utilisation de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques au Canada.

1.4.1 Protection de la communauté et rétablissement

La caractérisation quantitative du risque a tenu compte des paramètres d'effets fondés sur l'estimation des effets de létalité aiguë pour les espèces sensibles (CD_5), les effets chroniques en laboratoire (CE_{10}/CE_{20}) chez *Chironomus dilutus*, un diptère sensible, et la CSEO issue des paramètres d'effets en mésocosme pour les espèces et les communautés les plus sensibles. Ces paramètres ont été choisis en fonction de la protection qu'ils devraient assurer à des niveaux d'organisation supérieurs, à savoir la communauté d'invertébrés aquatiques. Compte tenu de l'ampleur des données de toxicité disponibles, il existe un degré raisonnable de confiance à l'égard de l'effet protecteur des paramètres d'effets en laboratoire, particulièrement dans ce contexte. Le degré de confiance est moins élevé en ce qui concerne la protection assurée par les paramètres d'effets en mésocosme pour les communautés d'invertébrés aquatiques, compte tenu des incertitudes associées à l'absence de degrés d'exposition soutenus et de représentation des organismes sensibles. Voir la section 1.3.1 pour obtenir plus de détails.

Il est reconnu que les communautés d'invertébrés aquatiques peuvent se rétablir à la suite d'expositions à la clothianidine. Les paramètres d'effets en laboratoire retenus étaient fondés sur les réponses observées chez les espèces sensibles, chez lesquelles le rétablissement n'a pas été observé ou n'a pas été évalué. Toutefois, le rétablissement des espèces et des communautés touchées a été observé dans l'étude en mésocosme traduisant la plus grande sensibilité fondée sur un seul événement d'exposition. Il est donc possible que les populations d'invertébrés aquatiques se rétablissent en l'absence d'une exposition prolongée, et que la recolonisation des habitats touchés se produise sur une certaine période, si et quand l'exposition est réduite.

1.4.2 Modélisation

La modélisation est basée sur une approche prudente qui peut générer des CEE prudentes pour certaines utilisations de la clothianidine. Les paramètres de prudence intégrés comprennent, sans toutefois s'y limiter, des applications annuelles pendant 50 ans, l'application sur 100 % de la

superficie cultivée, le ruissellement dans un plan d'eau sans débit sortant, et l'utilisation du 90e centile de la distribution des moyennes maximales annuelles sur 21 jours comme CEE pour l'évaluation des risques.

Des cultures et des doses d'application représentatives pour la clothianidine ont été modélisées. On a utilisé des doses représentatives élevées et faibles pour caractériser le traitement des semences de certaines cultures végétales. Pour les utilisations de la clothianidine qui n'ont pas été modélisées, le calcul des CEE pour estimer le risque se fonde sur les données de cultures pour lesquelles des doses semblables sont utilisées dans une méthode d'application donnée. Il existe de l'incertitude quant à l'utilisation de cette approche pour le traitement des semences en raison des répercussions de la profondeur de d'ensemencement sur les estimations modélisées. Pour les utilisations en application foliaire où plusieurs applications ont été modélisées, les CEE ont été ajustées proportionnellement afin d'obtenir la valeur pour une application unique. De même, pour les utilisations où la dose maximale d'application a été modélisée, les CEE ont également été ajustées proportionnellement afin d'obtenir la valeur pour une dose d'application faible. Ces CEE n'ont pas été calculées à l'aide de la modélisation standard de l'eau et, par conséquent, il n'a pas été possible de faire une estimation quantitative directe de l'exposition pour certaines utilisations. Néanmoins, Santé Canada est convaincu que la modélisation supplémentaire effectuée était suffisante pour lui permettre de tirer des conclusions sur l'acceptabilité du risque pour cette décision d'examen spécial.

1.4.3 Surveillance

En ce qui concerne l'exposition aiguë, les données de surveillance sous-estiment fort probablement l'exposition à court terme à la clothianidine, car il est peu probable que la plupart des régimes d'échantillonnage permettent de détecter les concentrations maximales.

Pour les sites où les concentrations moyennes mobiles sur 28 jours ont été calculées à l'aide des données observées, les moyennes étaient fondées sur deux à neuf observations. Il y a moins d'incertitude quand le calcul des moyennes est basé sur un plus grand nombre d'observations. Ces estimations de l'exposition chronique souffrent également du fait que la plupart des régimes d'échantillonnage sont peu susceptibles de saisir les concentrations maximales. Les concentrations maximales peuvent avoir une forte influence sur les concentrations moyennes chroniques calculées. Dans l'évaluation des effets, les paramètres d'effets chroniques sont fondés sur des études comportant un échantillonnage précoce régulier et intentionnel des concentrations d'exposition. Par conséquent, les pics manqués dans la surveillance mènent à une sous-estimation de l'exposition et du risque qui ne peut être quantifiée. Cela dit, les régimes d'échantillonnage des programmes de surveillance ciblée sont beaucoup plus susceptibles de détecter les concentrations maximales que les données de surveillance dont dispose habituellement Santé Canada. Pour de nombreux sites, le moment de l'application (qui était le moment du semis ou de la plantation dans de nombreux programmes de surveillance ciblés) était connu et l'échantillonnage a eu lieu avant et peu après l'application et s'est poursuivi chaque semaine ou aux deux semaines par la suite. Bien qu'il soit toujours possible qu'il manque des pics, la probabilité de mesurer les concentrations de pointe est beaucoup plus élevée en utilisant ces régimes d'échantillonnage plus robustes.

Les moyennes ont été calculées pour une période aussi proche que possible de 28 jours, mais le régime d'échantillonnage ne le permettait pas toujours. Un seul échantillon était prélevé par année ou par saison à 153 sites; une moyenne sur 28 jours ne pouvait donc pas être calculée à partir des données observées. Pour les années-sites où une moyenne sur 28 jours pouvait être calculée à l'aide des données, les périodes pour les moyennes calculées maximales variaient de 20 à 77 jours. Dans 69 % des cas, les périodes pour les moyennes se situaient dans les 3 jours de la période ciblée de 28 jours et dans 90 % des cas, elles se situaient dans les 7 jours de la période ciblée de 28 jours. De plus, on a utilisé les concentrations de POCIS déployés pour des périodes allant de 7 à 59 jours, qui représentent les concentrations moyennes pondérées dans le temps au cours de la période de déploiement dans l'évaluation. On ne sait pas exactement quelles seraient les concentrations sur une période se rapprochant de 28 jours.

Les concentrations moyennes mobiles fondées sur les données observées n'ont pas été calculées pour tous les sites. Pour les sites où les concentrations de pointe sont inférieures au paramètre d'effets chroniques en laboratoire et ceux où il n'y avait pas suffisamment de points de données pour permettre le calcul de la moyenne sur 28 jours, la moyenne a été calculée à partir de la concentration de pointe et d'un TD_{50} moyen de 11,3 jours provenant des données des milieux humides des Prairies, en supposant que la dissipation suivait une cinétique simple de premier ordre. Les moyennes sur 28 jours estimées de cette façon peuvent sous-estimer l'exposition parce qu'elles ne tiennent pas compte des apports supplémentaires potentiels attribuables aux événements de ruissellement dans les 28 jours suivant l'atteinte de la concentration maximale. Elles peuvent surestimer l'exposition lorsqu'il n'y a pas eu d'autres apports et que le taux de dissipation était plus rapide que ce qui avait été supposé. Les moyennes estimées sur 28 jours devraient quand même être inférieures au niveau préoccupant parce que les concentrations de pointe n'ont pas dépassé les paramètres d'effets chroniques.

Les comparaisons avec les paramètres d'effets chroniques sont fondées sur la concentration moyenne mobile maximale de 28 jours calculée pour chaque année-site. Aux sites où la concentration moyenne maximale de clothianidine sur 28 jours dépasse le niveau préoccupant, il peut quand même y avoir de longues périodes pendant la saison de croissance où les concentrations moyennes mobiles sur 28 jours sont inférieures aux paramètres d'effets chroniques. Au cours de ces périodes, les populations et les communautés touchées peuvent avoir la possibilité de se rétablir des effets néfastes de l'exposition à la clothianidine.

Bien que certains sites aient fait l'objet d'une surveillance sur plusieurs années, la majorité d'entre eux n'ont été échantillonnés que pendant une ou deux années. Les conditions météorologiques et l'utilisation de la clothianidine varient d'une année à l'autre, ce qui peut entraîner des concentrations plus élevées ou plus faibles dans les plans d'eau. Les années où les précipitations étaient supérieures à la moyenne n'ont pas été bien saisies dans l'ensemble de données disponibles. Les pluies abondantes sont associées à un plus grand potentiel de ruissellement.

Il y avait des incertitudes associées aux données de surveillance disponibles aux fins d'examen dans la décision d'examen spécial proposée pour la clothianidine, particulièrement dans la région des Prairies. Les incertitudes relatives aux données de surveillance ont été notées dans le document PSRD2018-01. La décision proposée comprenait les données de surveillance générées

jusqu'en 2017. Les données de surveillance supplémentaires pour les saisons 2018 et 2019 ont permis de répondre adéquatement aux principales incertitudes liées aux données de surveillance des Prairies de 2017 et des années précédentes pour les raisons suivantes :

- Bien que peu de données aient été disponibles jusqu'en 2017, une grande quantité de nouvelles données ont été générées pour la région des Prairies en 2018 et 2019;
- Les plans d'eau étaient habituellement échantillonnés chaque semaine ou aux deux semaines tout au long de la saison de croissance, ce qui a permis de caractériser la dissipation de la clothianidine et d'estimer les degrés d'exposition dans les plans d'eau sur une période plus longue de façon à pouvoir évaluer l'exposition chronique;
- Des renseignements sur le site, comme les coordonnées et le type de plan d'eau, étaient disponibles pour évaluer la pertinence des plans d'eau pris en compte dans l'évaluation des risques pour les invertébrés aquatiques;
- Alors que les conditions météorologiques en 2017 étaient inhabituellement sèches dans certaines régions des Prairies, ce qui a peut-être donné lieu à une baisse du ruissellement et fait en sorte que les estimations des concentrations soient plus faibles que prévu lors d'années plus humides avec les mêmes doses d'application, les niveaux de précipitations globaux reçus en 2018 et 2019 ont été jugés représentatifs d'une année type.

Les données de surveillance provenaient de régions agricoles de nombreuses provinces du Canada, mais la couverture des provinces de l'Atlantique était moindre, à l'exception de l'Île-du-Prince-Édouard.

Les plans d'eau les plus exposés sont les cours d'eau d'ordre inférieur ou les milieux humides des Prairies qui se trouvent dans l'aire de drainage des champs traités à la clothianidine. À l'exception de la surveillance ciblée des milieux humides des Prairies qui se trouvent dans des champs ou dans des zones adjacentes à des champs qui ont été ensemencés avec des graines traitées à la clothianidine, les données de surveillance disponibles ne reflètent peut-être pas les conditions dans les plans d'eau où l'exposition à la clothianidine est la plus élevée. Certains sites surveillés se trouvaient peut-être dans des bassins hydrographiques plus vastes où l'utilisation de la clothianidine était relativement faible. À l'exception des programmes de surveillance ciblés comme ceux des milieux humides décrits ci-dessus, l'information sur l'utilisation des pesticides sur les cultures à proximité des sites d'échantillonnage n'est habituellement pas disponible et les plans d'eau échantillonnés ne sont pas seulement des milieux humides des Prairies ou des cours d'eau d'ordre inférieur. Les programmes de surveillance ont échantillonné un éventail de plans d'eau dans des zones agricoles de la plupart des provinces du Canada où les néonicotinoïdes sont susceptibles d'être utilisés tout au long de la période de croissance. Les données de surveillance mises à jour représentent un ensemble de données beaucoup plus complet que celui dont dispose habituellement Santé Canada.

La majorité des données de surveillance prises en compte dans l'évaluation ont été recueillies avant les changements des habitudes d'utilisation imposés par l'évaluation axée sur les insectes pollinisateurs. Un certain nombre d'utilisations de la clothianidine ont été révoquées (RVD2019-05) et des restrictions sur d'autres utilisations ont été imposées à la suite de l'évaluation.

On s’attend à ce que ces changements réduisent les concentrations de clothianidine dans les eaux du Canada. Les répercussions globales de ces modifications réglementaires ne seront pas connues avant leur mise en œuvre complète.

En ce qui concerne l’utilisation de semences traitées à la clothianidine, les répercussions des règlements provinciaux en Ontario et au Québec sur les concentrations qui atteindront les plans d’eau ne sont pas bien comprises. Bien que l’on s’attende à une diminution des concentrations, les données disponibles à ce jour sont insuffisantes pour dégager une tendance.

1.4.4 Caractérisation du risque

Moyenne des concentrations

Dans les évaluations des risques quantitatifs aigus et chroniques, on a calculé la moyenne des concentrations provenant des études de toxicité à l’appui des paramètres d’effets pour la durée d’exposition ciblée. Dans les évaluations des risques chroniques, la moyenne des concentrations a également été utilisée dans les évaluations par modélisation et surveillance de l’exposition. L’hypothèse sous-jacente implicite de cette moyenne est que si la CEE est équivalente au paramètre d’effets, les effets associés au paramètre d’effets sont prévus, et si la CEE dépasse le paramètre d’effets, on doit s’attendre à des effets plus importants que ceux associés au paramètre d’effets. Toutefois, cette hypothèse ne tient pas compte du fait que les différences de concentration au cours de la période d’exposition, même avec une exposition moyenne équivalente, pourraient donner lieu à des réponses différentes. À titre d’exemple, avec la même concentration moyenne, une concentration initiale élevée suivie d’une diminution rapide de la concentration peut entraîner des effets plus ou moins graves que ceux qui sont liés à une concentration modérée maintenue.

Modélisation

Les CEE maximales ont été comparées à une CD_5 calculée à l’aide de données de toxicité provenant d’expositions de 48 à 96 heures qui ont été généralement maintenues tout au long de l’étude. Il existe une certaine incertitude quant à la comparaison des concentrations de pointe issues de la modélisation en raison du fait que les expositions de 48 à 96 heures peuvent entraîner une augmentation des effets par rapport à une exposition de pointe de la même ampleur suivie d’une réduction de l’exposition. Toutes choses étant égales par ailleurs, on s’attend à ce que cette hypothèse surestime le risque parce qu’il est peu probable que les concentrations dans l’environnement soient maintenues.

Les CEE chroniques issues de la modélisation étaient fondées sur une exposition moyenne de 21 jours. Le paramètre d’effets chroniques en laboratoire est fondé sur des expositions de 28 à 56 jours. Étant donné que les concentrations moyennes sur 21 jours dépasseront généralement les concentrations moyennes sur 28 à 56 jours dans les plans d’eau, les QR issus du paramètre d’effets chroniques en laboratoire devraient être prudents lorsque d’autres incertitudes sont mises de côté. Les paramètres d’effets chroniques en mésocosme sont fondés sur un essai en mésocosme de 56 jours avec diminution des concentrations. La CSEO en mésocosme a été calculée comme une moyenne pondérée sur 14 jours dans les jours qui ont immédiatement suivi l’application. Les concentrations moyennes sur 21 jours devraient généralement être plus faibles

que les concentrations moyennes sur 14 jours. Les QR générés avec le paramètre d'effets en mésocosme devraient être plus faibles que si l'on utilisait une moyenne pondérée dans le temps sur 21 jours pour représenter la CSEO en mésocosme, ou une période d'exposition de 14 jours pour le calcul des CEE chroniques issues de la modélisation.

Surveillance

Les concentrations maximales mesurées pour une année-site ont été comparées à une CD_5 générée à l'aide de données de toxicité provenant d'expositions de 48 à 96 heures qui étaient généralement maintenues tout au long de l'étude. Comme pour les QR fondés sur la modélisation de la toxicité aiguë, une certaine incertitude est associée à la comparaison d'une concentration instantanée, parce que les expositions de 48 à 96 heures peuvent entraîner une augmentation des effets par rapport aux expositions de pointe de la même ampleur suivies d'une diminution de l'exposition au fil du temps. Toutefois, contrairement aux CEE issues de la modélisation, et comme il est mentionné à la section 1.4.3 ci-dessus, bon nombre des concentrations maximales pour l'année-site ne devraient pas refléter la concentration de pointe d'exposition, bien que la probabilité augmente avec l'augmentation de l'échantillonnage ciblé.

Les concentrations moyennes maximales sur 28 jours fondées sur des échantillons de taille variable prélevés pendant cette période (c'est-à-dire fréquence d'échantillonnage différente associée à différents programmes d'échantillonnage) ont été comparées aux paramètres d'effets chroniques. Encore une fois, le paramètre d'effets chroniques en laboratoire est fondé sur des concentrations moyennes sur 28 à 56 jours, et le paramètre d'effets en mésocosme est fondé sur une moyenne pondérée dans le temps sur 14 jours calculée pour le groupe de traitement à la CSEO. Étant donné que tous les critères d'effet utilisés dans le calcul des paramètres d'effets chroniques en laboratoire ont été générés avec des concentrations moyennes calculées sur une période égale ou supérieure à la période moyenne appliquée aux données de surveillance, et si l'on met de côté d'autres incertitudes liées à l'évaluation, cette approche devrait être prudente. Il existe une certaine incertitude quant aux périodes de moyenne disparates entre les estimations de l'exposition issues de la surveillance et le paramètre d'effets en mésocosme. En général, les concentrations moyennes sur 28 jours dans l'environnement devraient être inférieures aux moyennes sur 14 jours, parce qu'en général, une dissipation au fil du temps est à prévoir, même s'il est reconnu que ce n'est pas toujours le cas dans les plans d'eau courante qui peuvent subir des apports provenant de la dérive de pulvérisation, du ruissellement et du débit de cours d'eau d'ordre inférieur. Compte tenu de cette différence dans un système isolé, il est probable qu'il y ait une sous-estimation du risque chronique.

Évaluation des risques liés aux ingrédients actifs uniques

Les données canadiennes de surveillance des eaux montrent la présence simultanée, à des degrés divers, des trois néonicotinoïdes les plus couramment utilisés : le thiaméthoxame, la clothianidine et l'imidaclopride. La présence simultanée de leurs résidus devrait augmenter les effets. L'évaluation actuelle reflète les risques perçus pour les invertébrés aquatiques exposés à la clothianidine seulement et ne tient pas compte de l'exposition simultanée à d'autres néonicotinoïdes.

Les concentrations mesurées sont généralement dominées par le principe actif le plus couramment associé à la culture dominante dans le bassin hydrographique, de sorte que les concentrations cumulatives sont normalement proches de celles du néonicotinoïde dominant.

Santé Canada déterminera si une évaluation cumulative est justifiée après la réévaluation de tous les néonicotinoïdes. Les récentes décisions réglementaires concernant les néonicotinoïdes ont entraîné la révocation de certaines utilisations, ce qui aura probablement un effet sur les conclusions relatives aux risques, qui sont basées sur les données historiques de surveillance des concentrations obtenues avant la révocation des utilisations.

1.5 Discussion sur l'évaluation des risques et conclusions

Les conclusions de Santé Canada quant aux risques ont été fondées sur le poids de la preuve tiré d'une grande quantité de données sur les effets et l'exposition, y compris des données de toxicité chronique, la modélisation des eaux de surface et de récentes données de surveillance de l'environnement au Canada.

Le risque que pose la dérive de pulvérisation de clothianidine pour les invertébrés aquatiques a été établi (section 1.3.3). Des mesures d'atténuation, sous forme de zones tampons lors de la pulvérisation, devront être mises en œuvre pour protéger les habitats d'eau douce et estuariens/marins. Ces mesures sont décrites à l'annexe VIII.

Le ruissellement de la clothianidine dans les eaux de surface peut présenter un risque aigu pour les invertébrés aquatiques selon la modélisation des eaux de surface. La valeur des QR aigus allait jusqu'à 4,8 pour les utilisations en application foliaire, jusqu'à 2,0 pour les applications en raies de semis sur les pommes de terre dans le Canada atlantique, jusqu'à 16 pour le traitement des semences végétales à la dose d'application la plus élevée et jusqu'à 2,5 pour le traitement des semences de canola dans l'Est du Canada. Les concentrations de clothianidine mesurées dans les plans d'eau ont dépassé le paramètre d'effets aigus dans 5 (0,1 %) des 5 133 échantillons prélevés sur 2 (0,3 %) des 288 sites échantillonnés à l'extérieur des Prairies entre 2010 et 2019. Dans les provinces des Prairies, aucun des 4 717 échantillons prélevés à 488 sites entre 2014 et 2019 ne présentait de concentrations de clothianidine supérieures au paramètre d'effets aigus.

Bien que les résultats de la modélisation du ruissellement indiquent que certaines utilisations de la clothianidine peuvent présenter des risques aigus pour les invertébrés aquatiques, les risques chroniques éventuels sont plus élevés. Une analyse du risque chronique découlant de l'utilisation sur des cultures individuelles est présentée ci-dessous.

Pomme de terre

Les pommes de terre sont cultivées partout au Canada. Selon les données du recensement de 2018 de Statistique Canada, les cultures de pommes de terre couvraient environ 2 700 ha en Colombie-Britannique, 51 000 ha dans les Prairies, 31 000 ha en Ontario et au Québec, et 56 600 ha dans la région de l'Atlantique (principalement à l'Île-du-Prince-Édouard et au Nouveau-Brunswick) (Statistique Canada, 2021b, n^{o} de l'ARLA 3195974).

La clothianidine est homologuée pour être utilisée sur les pommes de terre pour le traitement des plantons (jusqu'à 12,5 g p.a./100 kg de plantons, ce qui équivaut à un maximum de 381 g p.a./ha), en application au sol dans les raies de semis (jusqu'à 224 g p.a./ha) ou en application foliaire (jusqu'à 3 applications de 52,5 g p.a./ha par année). Au cours d'une année donnée, la clothianidine peut être appliquée sur les pommes de terre au moyen d'une seule méthode d'application; il est interdit d'appliquer d'autres néonicotinoïdes sur les pommes de terre au cours de la même année.

Les QR fondés sur la modélisation du ruissellement découlant du traitement des plantons n'ont pas dépassé le NP lorsqu'ils ont été comparés au paramètre d'effets en laboratoire de 0,12 µg p.a./L (QR jusqu'à 0,6) ou au paramètre d'effets en mésocosme de 0,281 µg p.a./L (QR jusqu'à 0,3). Les QR fondés sur la modélisation des applications au sol dans les raies de semis à 224 g p.a./ha dépassaient le NP issu du paramètre d'effets chroniques en laboratoire dans la région des Prairies, en Ontario et au Québec (QR de 4,1 à 6,8) et la région de l'Atlantique (QR de 16). Selon le paramètre d'effets en mésocosme, les QR variaient de 1,7 à 6,8. Les QR fondés sur la modélisation de trois applications foliaires dépassaient le NP dans tous les scénarios régionaux modélisés (QR de 19 à 27 pour le paramètre d'effets en laboratoire et de 8,2 à 11 pour le paramètre d'effets en mésocosme). Les QR estimés pour une application foliaire unique fondés sur une réduction proportionnelle des CEE modélisées variaient de 6,4 à 8,9 pour le paramètre d'effets en laboratoire et de 2,7 à 3,8 pour le paramètre d'effets en mésocosme.

Des données de surveillance étaient disponibles dans les régions productrices de pommes de terre du Canada. Les données de surveillance de l'Alberta et du Manitoba comprenaient des sites dans les bassins hydrographiques où l'on cultive la pomme de terre. Les concentrations moyennes sur 28 jours de clothianidine n'ont pas dépassé les paramètres d'effets chroniques, mais l'utilisation de la clothianidine n'a pas été confirmée. À l'extérieur des Prairies, il y avait 86 années-sites de données provenant de régions où l'on cultivait des pommes de terre, dont 57 dans lesquelles la culture principale était la pomme de terre. Dans trois sites de la Colombie-Britannique où la clothianidine a été appliquée sur des plantons de pomme de terre dans certains champs des bassins hydrographiques en 2017 et en 2018, les concentrations sur 28 jours n'ont pas dépassé le NP. Six sites de l'Île-du-Prince-Édouard, de l'Ontario et du Québec présentaient des concentrations moyennes maximales de clothianidine sur 28 jours proches ou dépassant les deux paramètres d'effets chroniques, et les cultures de pommes de terre représentaient de 10 à 40 % de la superficie des bassins hydrographiques. Dans quatre de ces sites, il y avait également d'autres cultures pouvant être traitées à la clothianidine dans les bassins hydrographiques, notamment le maïs, les légumes et les céréales. Le soja était également cultivé dans ces bassins hydrographiques, mais la clothianidine n'est pas homologuée pour cette culture. Les deux autres sites où les paramètres d'effets chroniques ont été dépassés se trouvaient à l'Île-du-Prince-Édouard, où les pommes de terre sont les principales cultures dans les bassins hydrographiques et où la contribution potentielle d'autres cultures comme le maïs et les céréales aux concentrations dans l'eau est moindre.

La valeur des QR fondés sur les données de surveillance de ces six sites (12 années-sites avec dépassements) de culture de pommes de terre allait jusqu'à 17 lors de l'utilisation du paramètre d'effets en laboratoire. Seulement deux des 12 années-sites avaient des QR supérieurs à 10, les deux provenant du ruisseau Gibeault-Delisle, qui draine un petit bassin hydrographique à culture

intensive où l'on cultive une combinaison de cultures pouvant être traitées à la clothianidine. La valeur du deuxième QR le plus élevé était de 5,7, pour la rivière Wilmot à l'Île-du-Prince-Édouard, où les pommes de terre sont la principale culture dans le bassin hydrographique. Selon le paramètre d'effets issu des essais en mésocosme pour calculer les QR pour les mêmes six sites (neuf années-sites avec des concentrations proches ou supérieures au paramètre d'effets), les QR allaient jusqu'à 7,3. Après celui des deux années-sites du ruisseau Gibeault-Delisle, le deuxième QR le plus élevé était de 2,4 pour la rivière Wilmot. Dans deux bassins hydrographiques de la Colombie-Britannique où la clothianidine a été appliquée à des plantons de pomme de terre en 2017 et en 2018, les concentrations n'ont pas dépassé le NP pour l'un ou l'autre des paramètres d'effets chroniques (en laboratoire et en mésocosme). Dans l'ensemble, les données de surveillance indiquent que, à certains endroits où les pommes de terre représentent une partie importante (de 10 % à 40 %) des cultures du bassin hydrographique, les concentrations de clothianidine dépassent les deux paramètres d'effets chroniques et les QR qui en résultent dépassent les NP.

Les plus fortes concentrations de clothianidine détectées dans les plans d'eau des zones de culture de pommes de terre ont généralement été observées au début de la saison de croissance, en mai et en juin, ce qui semble indiquer que les pommes de terre ont été traitées au moyen d'une méthode de traitement du sol ou des plantons au moment de la plantation plutôt que d'une méthode d'application foliaire. Cette hypothèse est confirmée par l'information concernant l'utilisation des néonicotinoïdes, y compris la clothianidine sur les pommes de terre dans diverses provinces du Canada, qui indique que la méthode d'application est variable, allant de l'application à 100 % des plantons à un traitement à 50 % des plantons et à une application à 50 % dans les raies de semis, selon la province (n^{os} de l'ARLA 2544468, 2842180, 3168173 et 2935271). Mises à part les constatations susmentionnées, les données de surveillance ne permettent pas de distinguer la contribution relative des trois méthodes d'application différentes sur les pommes de terre aux concentrations de clothianidine dans l'eau. Par conséquent, les résultats de la modélisation ont été utilisés pour évaluer les contributions relatives.

Les résultats de la modélisation décrits ci-dessus indiquent que l'application dans la raie de semis et l'application foliaire de la clothianidine sur les pommes de terre devraient entraîner des concentrations de clothianidine plus élevées dans l'eau comparativement au traitement des plantons. Comme les QR issus de la modélisation sont inférieurs au NP pour le traitement des plantons, les risques que pose l'utilisation de la clothianidine sur les plantons de pommes de terre pour les invertébrés aquatiques sont jugés acceptables.

Les risques liés à l'utilisation de la clothianidine sur les pommes de terre en application dans la raie de semis doivent faire l'objet de mesures d'atténuation. Les QR issus de la modélisation de la dose d'application la plus élevée pour une utilisation dans la raie de semis semblent indiquer que les QR pour la dose d'application homologuée la plus faible dépasseraient le NP (la valeur des QR estimés pour la dose d'application la plus faible allant jusqu'à 9,4 selon le paramètre d'effets en laboratoire et jusqu'à 4,0 selon le paramètre d'effets en mésocosme). Compte tenu de ce qui précède, Santé Canada a déterminé que les risques pour les invertébrés aquatiques liés à l'utilisation de la clothianidine sur les pommes de terre en application dans la raie de semis ne sont pas acceptables. Cette utilisation sera donc éliminée progressivement.

À la lumière des résultats de la modélisation, les risques liés à l'utilisation de la clothianidine sur les pommes de terre en application foliaire doivent faire l'objet de mesures d'atténuation. Afin d'atténuer le risque pour les invertébrés aquatiques découlant de l'application foliaire, le nombre maximal d'applications foliaires sur les pommes de terre a été réduit à une par saison.

La révocation de l'utilisation dans la raie de semis et la réduction du nombre d'applications foliaires sur les pommes de terre devraient réduire l'apport de clothianidine provenant du ruissellement dans les plans d'eau à des concentrations acceptables dans les régions où les pommes de terre sont cultivées.

Raisins

Les raisins sont cultivés principalement en Ontario, en Colombie-Britannique et au Québec. Selon les données du recensement de 2018 de Statistique Canada pour les raisins de tout type (frais, Labrusca et Vinifera), la superficie occupée par la culture des raisins s'élève à environ 14 700 ha en Ontario, 7 800 ha en Colombie-Britannique et 1 500 ha au Québec (Statistique Canada, 2021c, n^{o} de l'ARLA 3195975).

La clothianidine peut être utilisée en application foliaire sur les raisins une fois par année à des doses de 50 à 105 g p.a./ha, selon le ravageur. Les QR de la modélisation du ruissellement dépassaient les NP dans toutes les régions modélisées à l'aide du paramètre d'effets chroniques en laboratoire (QR de 2,1 à 22). Les QR issus du paramètre d'effets chroniques en mésocosme ont dépassé le NP dans les scénarios pour l'Ontario, le Québec et le Canada atlantique (QR de 3,0 à 9,3).

Des données de surveillance (43 années-sites) étaient disponibles pour les bassins hydrographiques où les vignobles représentent une partie importante des cultures en Ontario et en Colombie-Britannique (les données des bassins hydrographiques du Québec étaient principalement associées aux vergers). Les concentrations moyennes maximales sur 28 jours de clothianidine ne dépassaient les paramètres d'effets chroniques en laboratoire qu'à deux sites en Ontario (QR maximums de 1,1 à 1,2). À ces deux sites, les concentrations moyennes maximales sur 28 jours n'ont dépassé les paramètres d'effets chroniques en laboratoire qu'au cours d'une année de surveillance sur cinq. Aucun site ne présentait des concentrations moyennes sur 28 jours de clothianidine supérieures aux paramètres d'effets chroniques en mésocosme dans les bassins hydrographiques échantillonnés où les vignobles représentent une grande partie des cultures.

En plus des vignobles, les vergers représentaient également une partie importante des cultures des deux bassins hydrographiques où le NP était dépassé. Comme l'utilisation de la clothianidine sur les pommiers et les fruits à noyau a été révoquée à la suite de la décision de réévaluation de la clothianidine axée sur les insectes pollinisateurs (RVD2019-05), l'utilisation de la clothianidine dans ces deux bassins devrait diminuer.

Les risques pour les invertébrés aquatiques découlant de l'application foliaire sur les raisins sont jugés acceptables d'après les données de surveillance disponibles et les réductions supplémentaires prévues des concentrations dans l'environnement à la suite de la décision de réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs.

Oléagineux

Selon les données de 2018, plus de 95 % des quelque 9,5 millions d'hectares de production d'oléagineux au Canada se trouvent dans les Prairies. Environ 40 000 hectares de canola ont été ensemencés en Ontario et au Québec, comparativement à 9,1 millions d'hectares dans les provinces des Prairies. Seulement 500 hectares de semences de moutarde, y compris la culture connexe de carinata, ont été mises en terre à l'extérieur des Prairies (Statistique Canada, 2021a, n^{o} de l'ARLA 3195909).

La clothianidine est homologuée pour une utilisation sur le canola, le colza, la carinata et la moutarde comme traitement des semences seulement, à des doses allant jusqu'à 45,5 g p.a./ha. La modélisation pour ce groupe a été effectuée en utilisant le canola, qui représente 98 % de la production nationale d'oléagineux, à une dose maximale admissible de 32,5 g p.a./ha. Les QR issus de la modélisation du ruissellement dépassaient le NP dans tous les scénarios régionaux fondés sur le paramètre d'effets chroniques en laboratoire, mais étaient plus faibles dans les scénarios de la région des Prairies (QR de 1,8 à 3,1) comparativement aux scénarios de l'Ontario et du Québec (QR de 14 à 24). Les QR issus du paramètre d'effets chroniques en mésocosme ont légèrement dépassé le NP dans la région des Prairies (QR de 1,3) et en Ontario et au Québec (QR de 6,0 à 10).

Les données de surveillance des eaux ciblées et non ciblées reflétant l'utilisation de la clothianidine pour le traitement des semences dans la région des Prairies n'ont pas révélé un degré d'exposition chronique préoccupant, quel que soit le paramètre d'effets chroniques. Les données de surveillance propres aux cultures d'oléagineux dans d'autres régions du Canada n'étaient pas disponibles pour caractériser davantage les risques.

D'après les données de modélisation et de surveillance, les risques pour les invertébrés aquatiques découlant du traitement des semences de cultures d'oléagineux sont acceptables dans la région des Prairies. Bien que les QR modélisés dépassent le NP en Ontario et au Québec, la production d'oléagineux dans ces deux provinces est considérablement plus faible que celle des Prairies. De plus, le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario (MAAARO) recommande des rotations de trois à quatre ans entre les cultures de canola (MAAARO, 2017, n^{o} de l'ARLA 3195973).

Compte tenu de cette information, l'utilisation de la clothianidine dans les cultures d'oléagineux en Ontario et au Québec ne devrait pas contribuer de façon importante aux concentrations de clothianidine dans l'eau comparativement à l'utilisation sur d'autres cultures plus répandues dans la région. La rotation des cultures devrait réduire les contributions de la clothianidine par rapport aux CEE issues de la modélisation, qui sont basées sur des applications annuelles pendant 50 ans. Compte tenu de toute l'information disponible, les risques chroniques pour les invertébrés d'eau douce découlant de l'utilisation de la clothianidine comme traitement des semences d'oléagineux sont acceptables dans toutes les régions du Canada.

Maïs

Selon les données de 2018, 73 % des quelque 2 millions d'hectares de cultures de maïs au Canada se trouvent en Ontario et au Québec. La majorité du maïs ensemencé au Canada est du maïs de grande culture, tandis que la superficie de maïs sucré (environ 16 000 hectares) et de maïs à éclater (194 hectares) est beaucoup plus petite (Statistique Canada, 2021a, nº de l'ARLA 3195909).

La clothianidine est homologuée pour le traitement des semences de maïs (de grande culture, sucré et maïs à éclater) à des doses de 0,25 à 1,25 mg p.a./kg de semences, selon le ravageur. Cela équivaut à 75 à 375 g p.a./100 kg de semences (ou 15,8 à 118,3 g p.a./ha) pour le maïs de grande culture, 100 à 1 000 g p.a./100 kg de semences (ou 10,5 à 75,6 g p.a./ha) pour le maïs sucré et 170 à 938 g p.a./100 kg de semences (ou 17,1 à 123,8 g p.a./ha) pour le maïs à éclater. La modélisation pour le maïs a été effectuée à la dose maximale admissible de 118,3 g p.a./ha pour le maïs de grande culture. Les QR issus de la modélisation du ruissellement en Ontario et au Québec dépassaient le NP à l'aide du paramètre d'effets chroniques en laboratoire (QR de 4,3 à 5,3) et dépassaient légèrement le QR à l'aide du paramètre d'effets chroniques en mésocosme (QR de 1,9 à 2,2).

Les concentrations les plus élevées mesurées dans les plans d'eau se trouvant dans les régions où la majeure partie du maïs est cultivée au Canada concordaient avec les résultats de la modélisation. À l'extérieur de la région des Prairies, 378 années-sites de données provenaient de régions productrices de maïs et de soja. Dans ces régions, les concentrations maximales moyennes sur 28 jours de clothianidine dépassaient les paramètres d'effets chroniques en laboratoire pour 36 années-sites et les paramètres d'effets chroniques en mésocosme pour six années-sites. À certains sites, la concentration moyenne maximale sur 28 jours avait dépassé le paramètre d'effets en laboratoire au cours de plus d'une année de surveillance. D'après les comparaisons avec le paramètre d'effets chroniques en laboratoire, la valeur des QR maximums pour les sites dans les régions où le maïs est cultivé allait jusqu'à 5,8, mais la majorité des QR étaient inférieurs à 2,0. En comparaison avec le paramètre d'effets chroniques en mésocosme, les QR maximaux étaient de 2,5, tous sauf un étant inférieurs ou égaux à 1,4. Ces QR se situent dans la même fourchette que ceux prédits par les modèles hydrologiques. Les données de surveillance de la région des Prairies n'indiquaient pas de préoccupation pour le traitement des semences de maïs. Les concentrations de clothianidine mesurées dans les plans d'eau courante, généralement au Manitoba, qui drainent les bassins hydrographiques où l'on cultive le maïs, n'ont pas dépassé les paramètres d'effets chroniques. Bien qu'il n'y ait pas eu d'échantillonnage ciblé des milieux humides dans les champs de maïs ensemencés avec des semences traitées à la clothianidine, les données de surveillance d'autres milieux humides situés dans les régions agricoles du Manitoba, en Saskatchewan et en Alberta, où les néonicotinoïdes sont largement utilisés comme traitement des semences, indiquaient que les concentrations ne dépassaient pas les paramètres d'effets chroniques.

Étant donné que les QR maximaux fondés sur la surveillance correspondent aux résultats de la modélisation et dépassent les NP dans les régions du Canada où la majeure partie du maïs est cultivée, les risques pour les invertébrés aquatiques liés à l'utilisation de la clothianidine en traitement des semences sur le maïs doivent faire l'objet de mesures d'atténuation. Afin

d’atténuer le risque pour les invertébrés aquatiques, la dose maximale homologuée pour le traitement des semences de maïs de grande culture a été réduite, passant de 375 mg p.a./100 kg de semences (ce qui équivaut à un maximum de 118,3 g p.a./ha) à 150 g p.a./100 kg de semences (ce qui équivaut à un maximum de 47,3 g p.a./ha). La réduction de la dose de traitement des semences de maïs de grande culture devrait réduire l’apport potentiel de clothianidine par ruissellement dans les plans d’eau à des concentrations acceptables dans les régions où le maïs est cultivé.

La dose maximale d’application de la clothianidine en grammes de principe actif par hectare et le nombre d’hectares de culture au Canada sont moindres pour le maïs sucré que pour le maïs de grande culture. La contribution de l’utilisation de la clothianidine sur le maïs sucré aux concentrations dans l’eau devrait être plus faible que celle qui est liée à l’utilisation sur le maïs de grande culture. De même, comme la superficie de maïs à éclater cultivée au Canada est très petite, l’utilisation de la clothianidine sur le maïs à éclater devrait contribuer dans une plus faible mesure aux concentrations dans l’eau que l’utilisation sur le maïs de grande culture. Aucune modification des doses de clothianidine homologuées pour les semences de maïs sucré et de maïs à éclater n’est nécessaire.

Blé

Selon les données de 2018, 94 % des quelque 10 millions d’hectares de blé cultivés au Canada se trouvent dans les Prairies. Les superficies occupées par la culture du blé en Ontario et au Québec comptent respectivement pour environ 4 % (427 100 ha) et 0,9 % (95 400 ha) de la superficie des cultures à l’échelle nationale (Statistique Canada, 2021a, n^{o} de l’ARLA 3195909).

La clothianidine n’est homologuée à des fins d’utilisation sur le blé qu’en tant que traitement de semences. Les doses de traitement des semences de blé vont de 10 à 60 g p.a./100 kg de semences, ce qui équivaut à une plage de 6,7 à 104,9 g p.a./ha. Une modélisation a été effectuée pour les variétés de blé de printemps et d’hiver avec la dose maximale d’application de 104,9 g p.a./ha. Les QR issus de la modélisation des scénarios régionaux des Prairies, de l’Ontario et du Québec surpassaient le NP lorsque l’on utilisait le paramètre d’effets en laboratoire (QR de 2,3 à 6,7), alors que pour le paramètre d’effets chroniques en mésocosme, les QR ne dépassaient que légèrement le NP (QR de 1,0 à 2,8).

Les données de surveillance pour la région des Prairies n’ont soulevé aucune préoccupation quant à l’utilisation du traitement sur les semences de blé. Bien que l’on n’ait pas effectué d’échantillonnage ciblé dans les milieux humides de champs de blé où des semences traitées à la clothianidine sont cultivées, les données de surveillance d’autres milieux humides situés dans des régions agricoles du Manitoba, de la Saskatchewan et de l’Alberta où les néonicotinoïdes sont largement utilisés en traitement des semences n’ont montré aucune concentration excédant l’un ou l’autre des paramètres d’effets chroniques. De même, aucune concentration ne dépassait les paramètres d’effets chroniques dans les plans d’eau courante des Prairies. Dans d’autres régions du Canada, 13 sites (11 plans d’eau; 24 années-sites) situés dans des zones servant à la culture de céréales présentaient des concentrations moyennes maximales sur 28 jours de clothianidine qui excédaient le paramètre d’effets chroniques en laboratoire (QR maximal allant jusqu’à 5,8). Dans ces 13 sites, la culture de blé et de céréales représentait entre 6 et 15 % de la superficie du bassin

hydrographique. De plus, 7 des sites (7 plans d'eau; 8 années-sites) présentaient également des concentrations moyennes maximales sur 28 jours qui excédaient le paramètre d'effets chroniques en mésocosme (QR maximal allant jusqu'à 2,5). Toutefois, dans tous les sites présentant des concentrations excédant les paramètres d'effets chroniques, une proportion supérieure du bassin hydrographique était occupée par des cultures de maïs (7 à 35 %) ou de pommes de terre (10 à 40 %), lesquelles peuvent également être traitées à la clothianidine à des doses d'application supérieures. À l'extérieur des Prairies, il est probable que le traitement du blé à la clothianidine ne contribue pas de manière importante aux concentrations mesurées dans l'eau puisque cette culture n'est pas prédominante dans les bassins hydrographiques.

Considérant les données de modélisation, les données de surveillance et l'information sur les cultures, les risques chroniques pour les invertébrés aquatiques associés à l'utilisation de la clothianidine pour le traitement des semences de blé sont acceptables.

Légumes

Selon les données de 2018, 85 % des 92 997 hectares de légumes frais cultivés au Canada se trouvent en Ontario et au Québec. Pour ce qui est de la patate douce, 98,8 % des 725 hectares de culture au Canada se trouvent en Ontario, principalement le long de la rive nord du lac Érié (Statistique Canada, 2021d, n^{o} de l'ARLA 3195976).

La clothianidine est homologuée en tant que traitement des semences pour un éventail de cultures de légumes à des doses variant de 0,035 à 0,9 g p.a./1 000 semences, ce qui équivaut à une plage de 0,6 à 420 g p.a./ha, selon la culture. La dose d'application la plus élevée en grammes de principe actif par hectare concerne la laitue (420 g p.a./ha). La deuxième dose en importance est de 275 g p.a./ha pour la carotte. Les semences d'oignons à bottelerpeuvent être traitées à des doses allant jusqu'à 176 g p.a./ha, alors que le reste des semences de légumes sont traitées à une dose de 150 g p.a./ha ou à une dose inférieure. Une seule préparation commerciale est homologuée pour le traitement des semences de légumes, soit Sepresto 75 WS (n^{o} d'homologation 30972), un produit combiné renfermant un autre néonicotinoïde, l'imidaclopride.

Une modélisation a été réalisée en fonction d'une dose faible représentative de 4,7 g p.a./ha pour le melon (cucurbitacées) et de la dose maximale de 420 g p.a./ha pour la laitue. Les risques fondés sur la modélisation du ruissellement ont été évalués pour les scénarios régionaux de l'Ontario et du Québec, provinces où la majorité des légumes sont cultivés au Canada. Les QR de la modélisation du ruissellement pour la faible dose n'excédaient pas le NP selon le paramètre d'effets chroniques en laboratoire (QR allant jusqu'à 0,8). Toutefois, les QR excédaient le NP pour la dose élevée (QR allant de 57 à 73). Lorsque le paramètre d'effets chroniques en mésocosme était utilisé, les QR excédaient tout de même le NP pour la dose élevée (QR allant de 25 à 31).

Les QR estimés pour les autres doses de traitement des semences, ajustés proportionnellement en fonction de la modélisation de 420 g p.a./ha pour les semences de laitue, excédaient également le NP. La dose de 275 g p.a./ha homologuée pour les carottes présentait des QR estimés allant jusqu'à 48 selon le paramètre d'effets en laboratoire et jusqu'à 21 selon le paramètre d'effets en

mésocosme. La dose de 188 g p.a./ha homologuée pour les bulbes d'oignons présentait des QR estimés allant jusqu'à 21 selon le paramètre d'effets en laboratoire et jusqu'à 8,8 selon le paramètre d'effets en mésocosme. La dose d'application hypothétique de 100 g p.a./ha présentait des QR estimés allant jusqu'à 18 selon le paramètre d'effets en laboratoire et jusqu'à 7,5 selon le paramètre d'effets en mésocosme.

La clothianidine est homologuée à des fins d'utilisation sur les patates douces pour un traitement de préplantation avec incorporation au sol à une dose de 224 g p.a./ha avant la plantation des boutures de patates douces. La modélisation pour l'Ontario a montré que les QR excédaient le NP lorsque l'on utilisait le paramètre d'effets chroniques en laboratoire (QR de 7,8) et le paramètre d'effets chroniques en mésocosme (QR de 3,3).

La clothianidine est également homologuée à des fins de pulvérisation foliaire pour l'ensemble du groupe de cultures 9 (cucurbitacées) à des doses allant de 70 à 105 g p.a./ha. Une seule pulvérisation foliaire par année peut être effectuée sur les cucurbitacées, avant la floraison. Cette règle découle des restrictions visant à protéger les insectes pollinisateurs, selon lesquelles il est interdit d'effectuer plus d'une application avant la floraison (RVD2019-05) et d'effectuer une application pendant la floraison. En outre, une restriction préexistante interdit la pulvérisation foliaire de clothianidine sur les cucurbitacées avant le stade de la quatrième feuille, lequel a lieu avant la floraison. Selon cet ensemble de restrictions, la clothianidine peut être appliquée par pulvérisation foliaire sur les cucurbitacées une seule fois par année, avant la floraison. La clothianidine peut être appliquée aux cucurbitacées à l'aide d'une seule méthode d'application par année; il est d'interdit d'appliquer en plus, à l'aide d'autres méthodes, tout autre néonicotinoïde sur les cucurbitacées au cours de la même année. La modélisation de deux applications foliaires sur les cucurbitacées à une dose de 105 g p.a./ha (présentée dans le PSRD2018-01 avant la publication de la décision de réévaluation concernant les effets sur les insectes pollinisateurs, RVD2019-05) n'a pas été mise à jour de manière à tenir compte du profil d'emploi révisé dans la décision finale d'examen spécial. On a plutôt calculé les CEE pour une application foliaire en divisant par deux les CEE générées auparavant pour les deux applications. Sur la base de ces informations, les QR associés au ruissellement à la suite d'une seule application foliaire excédaient le NP pour les scénarios de l'Ontario et du Québec lorsqu'on les comparait au paramètre d'effets chroniques en laboratoire (QR de 20 à 21) et au paramètre d'effets chroniques en mésocosme (QR de 8,4 à 8,9). Les QR estimés pour une application foliaire de 70 g p.a./ha, ajustés proportionnellement en fonction de la modélisation réalisée précédemment, vont de 13 à 14 pour le paramètre d'effets en laboratoire et de 5,6 à 5,9 pour le paramètre d'effets en mésocosme.

Les données de surveillance totalisaient 71 années-sites pour les plans d'eau situés dans des zones de culture de légumes au Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique; 44 de ces années-sites concernaient deux petits bassins hydrographiques de l'Ontario où l'on cultive des tomates (7 à 11 % des bassins hydrographiques); les champs de tomates étaient cependant traités au moyen d'un autre néonicotinoïde à l'étape du semis. Dans ces zones de culture de légumes, 3 bassins hydrographiques (9 sites selon le paramètre d'effets en laboratoire et 4 sites selon le paramètre d'effets en mésocosme) présentaient des concentrations moyennes maximales sur 28 jours de clothianidine qui excédaient le paramètre d'effets chroniques (QR maximal de 17 selon le paramètre d'effets en laboratoire et de 7,3 selon le paramètre d'effets en mésocosme).

Au site présentant les concentrations moyennes sur 28 jours les plus élevées, des légumes (carottes, oignons, oignons verts et laitue) étaient cultivés dans le bassin hydrographique et ces cultures comptaient pour 21 % de sa superficie. Cela dit, une portion importante du bassin hydrographique était occupée par des cultures de pommes de terre (21 %) et de maïs (17 %), lesquelles peuvent également être traitées à la clothianidine. Les champs de tomates représentaient entre 7 et 11 % de la superficie des deux autres bassins hydrographiques dont les concentrations excédaient les paramètres d'effets chroniques; toutefois, les données d'utilisation accessibles montrent que tous les champs de tomates étaient traités à l'aide d'un autre néonicotinoïde, l'imidaclopride, à l'étape du semis. Les deux bassins hydrographiques accueillaient également des cultures de maïs (entre 10 et 20 %) et de blé (9 %), lesquelles peuvent être traitées à la clothianidine.

Bien que l'utilisation de la clothianidine sur les cultures de légumes puisse contribuer aux concentrations de clothianidine dans les plans d'eau, il n'est pas possible de s'appuyer sur les données de surveillance pour déterminer la mesure dans laquelle l'utilisation de la clothianidine sur différentes cultures de légumes contribue aux concentrations mesurées dans l'eau. Si de la clothianidine était employée pour traiter les légumes par application foliaire dans les bassins hydrographiques échantillonnés, les concentrations de clothianidine mesurées correspondent probablement au profil d'emploi préalable à la décision de réévaluation RVD2019 axée sur les insectes pollinisateurs, alors que deux applications foliaires étaient toujours permises. Conséquemment à la décision de réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs, le nombre d'applications foliaires sur les légumes a été réduit à une application. Il n'y a pas suffisamment de données de surveillance des eaux pour caractériser le risque associé à l'utilisation de la clothianidine sur les patates douces en tant que traitement de préplantation avec incorporation au sol. Pour les raisons susmentionnées, les résultats de la modélisation ont servi à estimer la contribution relative potentielle de diverses méthodes d'application, sur différentes cultures de légumes, aux concentrations de clothianidine dans l'eau.

Pour ce qui est du traitement avec incorporation au sol avant la plantation de patates douces, les QR modélisés sont modérés selon le paramètre d'effets chroniques et faibles selon le paramètre d'effets en mésocosme. Considérant la taille des QR modélisés et la superficie très limitée de production des patates douces au Canada, les risques pour les invertébrés aquatiques associés à l'utilisation de la clothianidine sur les patates douces sont jugés acceptables.

Pour ce qui est du traitement des semences et des applications foliaires aux plus hautes doses homologuées pour les légumes, les risques pour les invertébrés aquatiques relevés lors de la modélisation ne sont pas acceptables et doivent être atténués. Pour atténuer les risques attribuables au traitement des semences, la dose maximale d'application sur les semences de légumes traitées a été abaissée à 100 g p.a./ha. Afin d'atténuer les risques attribuables aux applications foliaires sur les cucurbitacées, la dose maximale d'application a été abaissée à 70 g p.a./ha pour l'unique application foliaire permise par saison. La réduction des doses d'application pour les semences traitées et les applications foliaires devrait ramener à des concentrations acceptables l'apport de clothianidine attribuable au ruissellement dans les plans d'eau des zones de culture de légumes.

Gazon

La clothianidine est homologuée à des fins de pulvérisation foliaire sur le gazon (gazonnières et terrains de golf seulement). Une seule application est permise à des doses allant de 1,25 à 3,5 g p.a./100 m^2, ce qui équivaut à une plage de 125 à 350 g p.a./ha, selon les espèces nuisibles. Les QR fondés sur la modélisation du ruissellement pour les scénarios régionaux du Canada excédaient le NP lorsque l'on utilisait le paramètre d'effets chroniques en laboratoire (QR allant de 20 à 40) et le paramètre d'effets chroniques en mésocosme (QR allant de 8,5 à 17). Les QR estimés pour une application unique à la dose homologuée la plus faible de 125 g p.a./ha, en fonction d'une réduction proportionnelle des CEE modélisées, vont de 7 à 14 selon le paramètre d'effets chroniques en laboratoire et de 3 à 6 selon le paramètre d'effets chroniques en mésocosme. Il n'y a pas suffisamment de données de surveillance des eaux liées à l'utilisation sur le gazon pour caractériser le risque à l'aide de données de surveillance.

La superficie de production des gazonnières et des terrains de golf est importante. Selon les données de 2016, il y a environ 23 000 hectares de gazonnières au Canada (Statistique Canada, 2021e, n^o de l'ARLA 3195977). La superficie totale des terrains de golf du Canada est inconnue. Cela dit, l'EPA des États-Unis rapporte une superficie moyenne de 45 hectares de surface gazonnée au total par terrain de golf selon des données d'enquête américaines (EPA des États-Unis, 2005, n^o de l'ARLA 3195978).

Compte tenu des résultats de la modélisation et de l'importante superficie de production, les risques pour les invertébrés aquatiques ne sont pas acceptables à la dose homologuée la plus élevée et doivent être atténués en ce qui concerne l'application foliaire sur le gazon. Afin d'atténuer ces risques, la dose maximale de l'application unique est réduite à 1,25 g p.a./100 m^2, ce qui équivaut à 125 g p.a./ha. Cette réduction de dose pour le gazon devrait ramener à des concentrations acceptables l'apport de clothianidine dans les plans d'eau en cas de ruissellement depuis les gazonnières et les terrains de golf de la région.

1.6 Atténuation des risques requise pour les invertébrés aquatiques

1.6.1 Restrictions d'utilisation

Le tableau qui suit fait état des changements à apporter aux profils d'emploi de la clothianidine.

Culture	Méthode d'application	Dose actuelle	Nouvelle exigence
Pomme de terre	Traitement des plantons	6,2 à 12,48 g p.a./100 kg de semences (équivaut à une plage de 119 à 381 g p.a./ha)	Aucun changement au profil d'emploi requis
	Dans la raie de semis	1,2 à 2,0 g p.a./100 m de rang (équivaut à une plage de 133 à 223,8 g p.a./ha)	Révocation des utilisations dans la raie de semis
	Traitement foliaire	35 à 52,5 g p.a./ha, maximum de trois applications	35 à 52,5 g p.a./ha (une seule application)
Maïs (maïs de grande culture seulement; aucun changement au maïs sucré et au maïs à éclater)	Traitement des semences	0,25 à 1,25 mg p.a./grain (équivaut à une plage allant de 75 à 375 g p.a./100 kg de semences, ou de 15,8 à 118,3 g p.a./ha pour le maïs de	Maïs de grande culture : 0,5 mg p.a./grain (équivaut à 150 g p.a./100 kg de semences,

Culture	Méthode d'application	Dose actuelle	Nouvelle exigence
		grande culture)	ou à un maximum de 47,3 g p.a./ha)
Légumes (carotte, légumes du genre *Brassica*, légumes-bulbes, cucurbitacées, légumes-fruits, et légumes-feuilles)	Traitement des semences	0,035 à 0,9 g p.a./1 000 semences (équivaut à une plage de 0,6 à 420 g p.a./ha, selon la culture)	Densité de semis des cultures limitée à un maximum de 100 g p.a./ha Révocation des utilisations sur les oignons à botteler et les légumes-feuilles
Patate douce	Mouillage du sol (traitement de préplantation avec incorporation au sol)	224 g p.a./ha	Aucun changement au profil d'emploi requis
Cucurbitacées	Traitement foliaire	70 à 105 g p.a./ha (une application avant la floraison seulement)	70 g p.a./ha (une application avant la floraison seulement)
Oléagineux (canola, colza, moutarde, carinata)	Traitement des semences	150 à 406 g p.a./100 kg de semences (équivaut à une plage de 6,8 à 45,5 g p.a./ha, selon la culture)	Aucun changement au profil d'emploi requis
Blé	Traitement des semences	10 à 60 g p.a./100 kg de semences (équivaut à une plage de 6,7 à 104,9 g p.a./ha)	Aucun changement au profil d'emploi requis
Raisins	Traitement foliaire	50 à 105 g p.a./ha, maximum d'une application	Aucun changement au profil d'emploi requis
Gazon (gazonnières et terrains de golf seulement)	Traitement foliaire	1,25 à 3,5 g p.a./100 m^2 (équivaut à une plage de 125 à 350 g p.a./ha), maximum d'une application	1,25 g p.a./100 m^2 (équivaut à 125 g p.a./ha; une seule application)

1.6.2 Zones tampons de pulvérisation

De nouvelles zones tampons de pulvérisation devront être respectées afin de protéger les habitats d'eau douce contre les risques relevés dans la présente évaluation. Des zones tampons de pulvérisation ont été déterminées d'après le mode d'emploi figurant sur les étiquettes des produits, y compris l'utilisation de gouttelettes de calibre « fin », selon la nomenclature de l'ASAE, pour la pulvérisation au champ et par voie aérienne. Le tableau complet des zones tampons de pulvérisation et les instructions requises pour l'atténuation de la dérive de pulvérisation des produits à base de clothianidine figurent à l'annexe VIII.

Comme pour tous les produits de lutte antiparasitaire, Santé Canada continuera d'encourager l'adoption de pratiques exemplaires de gestion de la dérive de pulvérisation. Les mesures d'atténuation de la dérive requises pour des méthodes d'application spécifiques seront indiquées sur les étiquettes des produits. Il n'est pas nécessaire d'imposer des restrictions supplémentaires afin de réduire au minimum la dérive de pulvérisation.

On peut employer le calculateur en ligne de zones tampons pour atténuer davantage le risque de dérive de pulvérisation si on prévoit utiliser des gouttelettes de pulvérisation plus grossières, et compte tenu des conditions météorologiques au moment de l’application.

Liste des abréviations

<	inférieur à
>	supérieur à
≤	inférieur ou égal à
≥	supérieur ou égal à
µg	microgramme
1/n	exposant pour l'isotherme de Freundlich
AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
APVMA	Australian Pesticide and Veterinary Medicines Authority
ARLA	Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
ASAE	American Society of Agricultural and Biological Engineers
BFV	bande de végétation filtrante
BMIBI	indice d'intégrité biotique des macroinvertébrés benthiques (*Benthic Macroinvertebrate Index of Biotic Integrity)*
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CD_5	concentration dangereuse estimée qui devrait protéger 95 % des espèces dans une distribution de la sensibilité des espèces
CE	Commission européenne
CE_{10}	concentration efficace pour 10 % de la population
CE_{20}	concentration efficace pour 20 % de la population
CEE	concentration estimée dans l'environnement
CIC	Canards Illimités Canada
CL_{10}	concentration létale pour 10 % de la population
CL_{50}	concentration létale médiane
CLC	CropLife Canada
cm	centimètre
CMEO	concentration minimale entraînant un effet observé
CPODP	cinétique de premier ordre double en parallèle
CSEO	concentration sans effet observé
CSPO	cinétique simple de premier ordre
DMD	différence minimale détectable
DSE	distribution de la sensibilité des espèces
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
EFSA	Autorité européenne de sécurité des aliments
EIIS	Ecological Incident Information System de l'EPA
EPA	Environmental Protection Agency
ET	équivalent toxique
EVOI	modèle d'équation de vitesse d'ordre indéterminé
FT	fraction des espèces touchées
g	gramme
GES	gaz à effet de serre
GTSE	Groupe de travail sur la surveillance environnementale
h	heure
ha	hectare
IC	intervalle de confiance
ISO	Organisation internationale de normalisation

j	jour
K_{co}	coefficient de partage carbone organique-eau
kg	kilogramme
L	litre
LD	limite de détection
LI	lutte intégrée
LQ	limite de quantification
m	mètre
MAAARO	ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario
MEACC	ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario
mg	milligramme
min	minute
ml	millilitre
mm	millimètre
MPT	moyenne pondérée dans le temps
N (n)	taille de l'échantillon
N.C.	non calculé
ng	nanogramme
NP	niveau préoccupant
ONG	organisation non gouvernementale
OQE	objectifs de qualité de l'eau
p.	poids
p.a.	principe actif
p.s.	poids sec
PAQT	principe actif de qualité technique
PC	préparation commerciale
PGQ	Producteurs de grains du Québec
POCIS	échantillonneurs intégrateurs de produits chimiques organiques polaires
PSC	pourcentage de surface cultivée
PSRD	projet de décision d'examen spécial
PWC	Pesticides in Water Calculator
QR	quotient de risque
RIVM	Institut national de la santé publique et de l'environnement des Pays-Bas
RQEC	Recommandations pour la qualité des eaux au Canada
RQEC-PVA	Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique
RVD	décision de réévaluation
S.O.	sans objet
sp.	espèce (singulier)
spp.	espèces (pluriel)
SRD	décision d'examen spécial
$t_{1/2}$	demi-vie
TD_{50}	temps de dissipation à 50 % (temps requis pour observer une diminution de 50 % de la concentration)
UNF	Union nationale des fermiers
VRVA	valeurs de référence pour la vie aquatique

Annexe I Produits contenant de la clothianidine homologués au Canada[1] qui sont assujettis à la présente décision d'examen spécial

Tableau 1 Produits contenant de la clothianidine nécessitant des modifications (étiquette)

Numéro d'homologation	Catégorie de mise en marché	Titulaire	Nom du produit	Type de formulation	Principe actif (%, g/L)
27449	Commerciale	BASF Canada inc.	Insecticide Titan	Suspension	Clothianidine 600 g/L
27453	Commerciale	BASF Canada inc.	Insecticide Poncho 600 FS pour le traitement des semences	Suspension	Clothianidine 600 g/L
29158	Commerciale	Bayer CropScience inc.	Prosper T 200 Suspension insecticide-fongicide pour le traitement des semences	Suspension	Clothianidine 142,8 g/L; Carbathiine 50 g/L; Trifloxystrobine 7,14 g/L; Métalaxyl 5,36 g/L
29159	Commerciale	Bayer CropScience inc.	Prosper FX Suspension insecticide-fongicide pour le traitement des semences	Suspension	Clothianidine 285,7 g/L; Carbathiine 50 g/L; Trifloxystrobine 7,14 g/L; Métalaxyl 5,36 g/L
30362	Commerciale	Bayer CropScience inc.	Emesto Quantum	Suspension	Clothianidine 207 g/L; Penflufène 66,5 g/L
30363	Commerciale	Bayer CropScience inc.	Prosper Evergol	Suspension	Clothianidine 290 g/L; Trifloxystrobine 7,15 g/L; Penflufène 10,7 g/L; Métalaxyl 7,15 g/L
30972	Commerciale	Bayer CropScience inc.	Sepresto 75 WS	Poudre mouillable	Clothianidine 56,25 %; Imidaclopride 18,75 %
31355	Commerciale	Valent Canada inc.	Traitement de semences Nipsit Suite Canola	Suspension	Clothianidine 279 g/L; Métalaxyl 5,23 g/L; Metconazole 1,04
31357	Commerciale	Valent Canada inc.	Traitement de semences Nipsit Suite Céréales	Suspension	Clothianidine 30,7 g/L; Métalaxyl 9,24 g/L; Metconazole 6,62
28975	Commerciale	Valent Canada inc.	Nipsit Inside 600 Insecticide	Suspension	Clothianidine 600 g/L
29382	Commerciale	Valent Canada inc.	Insecticide Clutch 50 WDG	Granulés hydrodispersibles	Clothianidine 50 %
29383	Commerciale	Valent Canada inc.	Insecticide Arena 50 WDG	Granulés hydrodispersibles	Clothianidine 50 %
29384	Commerciale	Valent Canada inc.	Insecticide Clothianidine	Granulés hydrodispersibles	Clothianidine 50 %

[1] En date du 28 janvier 2021, à l'exception des produits abandonnés ou pour lesquels une demande d'abandon a été présentée.

Tableau 2 Produits contenant de la clothianidine qui ne nécessitent pas de modification (étiquette)

Numéro d'homologation	Catégorie de mise en marché	Titulaire	Nom du produit	Type de formulation	Principe actif (%, g/L)
27445	Principe actif de qualité technique	Sumitomo Chemical Company inc.	Clothianidine – Insecticide technique	Solide	Clothianidine 97,5 %

[1] En date du 28 janvier 2021, à l'exception des produits abandonnés ou pour lesquels une demande d'abandon a été présentée.

Annexe II Usages commerciaux homologués de la clothianidine au Canada en date du 31 juillet 2020 qui sont visés par le présent examen spécial

Culture(s)[a]	Organisme(s) nuisible(s)	Type de formulation	Méthodes et équipement d'application	Dose d'application[b]	Nombre maximal d'applications par année	Intervalle minimal entre les applications (jours)	Modification de la période d'application en fonction des risques pour les insectes pollinisateurs (RVD2019-05)[c,d]
Catégories d'utilisation 10 – Semences et matériel de propagation des végétaux destinés à la consommation humaine et animale							
Canola, colza	Altise	Suspension	Équipement commercial de traitement des semences	150 – 406 g p.a./100 kg de semences 16,0 – 32,5 g p.a./ha	1	S. O.	
Carinata				150 – 400 g p.a./100 kg de semences 6,8 – 44,8 g p.a./ha			
Moutarde				406 g p.a./100 kg de semences 18,3 – 45,5 g p.a./ha			
Maïs (de grande culture, sucré, à éclater)	Chrysomèle des racines du maïs	Suspension	Équipement commercial de traitement des semences	1.25 mg p.a./grain (375 g p.a./100 kg de semences) De grande culture : 78,8 × 118,3 g p.a./ha Sucré : 52,5 – 75,6 g p.a./ha À éclater : 85,3 – 123,8 g p.a./ha	1	S. O.	
	Altise du maïs, vers-gris noir, mouche des semis, taupin			0,25 – 0,5 mg p.a./grain (75 – 150 g p.a./100 kg de semences) De grande culture : 15,8 – 47,3 g p.a./ha Sucré : 10,5 – 30,3 g p.a./ha À éclater : 17,1 – 49,5 g p.a./ha			
	Ver blanc (larves du hanneton européen, du hanneton commun et du scarabée japonais)			0,25 mg p.a./grain (75 g p.a./100 kg de semences) De grande culture : 15,8 – 23,7 g p.a./ha Sucré : 10,5 – 15,1 g p.a./ha À éclater : 17,1 – 24,8 g p.a./ha			
Blé	Taupin	Suspension	Équipement commercial de traitement des semences	10 – 60 g p.a./100 kg de semences 6,7 – 104,9 g p.a./ha	1	S. O.	
	Pucerons			30 g p.a./100 kg de semences 20,2 – 52,47 g p.a./ha			
Pomme de terre	Pucerons, doryphore de la pomme de terre, cicadelles, altise de la pomme de terre	Suspension	Application au sol : équipement de traitement des plantons	6,2 – 12,48 g p.a./100 kg de semences 119 – 381 g p.a./ha	1	S. O.	
	Ver fil-de-fer			12,48 g p.a./100 kg de semences 239 – 381 g p.a./ha			
Carottes	Mouche de la carotte	Poudre mouillable	Les semences ne sont pas traitées au Canada; elles sont traitées à la clothianidine avant	0,035 – 0,068 g p.a./1 000 semences 31,5 – 275,4 g p.a./ha	1	S. O.	
Poireau	Mouche de l'oignon, mouche des semis, thrips			0,12 g p.a./1 000 semences 46,2 – 92,4 g p.a./ha			

Culture(s)[a]	Organisme(s) nuisible(s)	Type de formulation	Méthodes et équipement d'application	Dose d'application[b]	Nombre maximal d'applications par année	Intervalle minimal entre les applications (jours)	Modification de la période d'application en fonction des risques pour les insectes pollinisateurs (RVD2019-05)[c,d]
Oignon (bulbe)			leur importation.	0,12 g p.a./1 000 semences 57,1 – 117,6 g p.a./ha			
Oignon (à botteler)				0,09 g p.a./1 000 semences 176,4 g p.a./ha			
Laitue	Pucerons, mineuse	Poudre mouillable	Les semences ne sont pas traitées au Canada; elles sont traitées à la clothianidine avant leur importation.	0,6 g p.a./1 000 semences 420 g p.a./ha	1	S. O.	
Brocoli, chou	Pucerons, altise			0,9 g p.a./1 000 semences 75,6 – 110,3 g p.a./ha			
Poivron	Pucerons, mineuse, thrips			0,25 g p.a./1 000 semences 7,5 g p.a./ha			
Tomate				0,038 g p.a./1 000 semences 0,6 – 14,6 g p.a./ha			
Concombre	Pucerons, thrips			0,75 g p.a./1 000 semences 13,8 – 150 g p.a./ha			
Melon				0,75 g p.a./1 000 semences 2,5 – 4,7 g p.a./ha			
Courge				0,75 g p.a./1 000 semences 1,7 – 18,5 g p.a./ha			
Catégorie d'utilisation 13 – Cultures en milieu terrestre destinées à la consommation animale et catégorie d'utilisation 14 – Cultures en milieu terrestre destinées à la consommation humaine							
Pomme de terre	Doryphore de la pomme de terre, cicadelles	Suspension	Application au sol : dans la raie de semis	1,2 – 2 g p.a./100 m de rang 132,6 – 223,8 g p.a./ha	1	S. O.	
	Doryphore de la pomme de terre	Granulés hydrodispersibles					
	Pucerons, doryphore de la pomme de terre, cicadelles		Application au sol et aérienne : pulvérisation foliaire	35 – 52,5 g p.a./ha	3	7	
Catégorie d'utilisation 14 seulement – Cultures en milieu terrestre destinées à la consommation humaine							
Patate douce	Hanneton européen, scarabée japonais, hanneton masqué, scarabée asiatique des jardins, scarabée oriental	Granulés hydrodispersibles	Application au sol : mouillage du sol	224 g p.a./ha	1	S. O.	
Raisins	Cicadelles	Granulés hydrodispersibles	Application au sol : pulvérisation foliaire	50 – 70 g p.a./ha	1	S. O.	
	Phylloxéra de la vigne, cochenille farineuse			70 – 105 g p.a./ha			
	Thrips			70 g p.a./ha			
	Punaise marbrée			105 g p.a./ha			
Groupe de culture 9 : cucurbitacées	Chrysomèle du concombre, punaise de la courge, punaise terne	Granulés hydrodispersibles	Application au sol : pulvérisation foliaire	70 g p.a./ha	1	S. O.	
	Punaise marbrée			105 g p.a./ha			

Culture(s)[a]	Organisme(s) nuisible(s)	Type de formulation	Méthodes et équipement d'application	Dose d'application[b]	Nombre maximal d'applications par année	Intervalle minimal entre les applications (jours)	Modification de la période d'application en fonction des risques pour les insectes pollinisateurs (RVD2019-05)[c,d]
Catégorie d'utilisation 30 – Surfaces gazonnées							
Gazon (terrains de golf et gazonnières seulement)	Hanneton européen, scarabée japonais, hanneton masqué, scarabée asiatique des jardins, scarabée oriental	Granulés hydrodispersibles	Application au sol : pulvérisation foliaire	125 – 250 g p.a./ha	1	S. O.	
	Punaise velue			175 – 250 g p.a./ha			
	Charançon du pâturin annuel			275 – 350 g p.a./ha			
	Calandre du pâturin			225 g p.a./ha			
	Tipule des prairies			275 g p.a./ha			

Source : n° de l'ARLA 3139699

[a] Les groupes de cultures indiqués sont ceux qui figurent sur les étiquettes des préparations commerciales; il est possible qu'ils ne correspondent pas aux groupes de cultures énoncés sur le site Web « Groupes de cultures et propriétés chimiques de leurs résidus » de Santé Canada : http://hc-sc.gc.ca/cps-spc/pest/part/protect-proteger/food-nourriture/rccg-gcpcr-fra.php.

[b] g = gramme; p. a. = principe actif; L = litre; ha = hectare; kg = kilogramme

[c] Les applications foliaires sont assujetties aux restrictions suivantes relatives aux insectes pollinisateurs : cucurbitacées – modification du nombre d'applications avant la floraison de 2 à 1, une application après la floraison; pomme de terre – ne pas appliquer pendant la floraison; fraises – application avant la floraison seulement (révocation de l'utilisation en fonction de la période d'application figurant sur l'étiquette); gazon (utilisation sur les terrains de golf et les gazonnières seulement).

[d] Toutes les applications foliaires sont assujetties aux restrictions suivantes relatives aux insectes pollinisateurs : ne pas appliquer pendant la floraison.

Annexe III Commentaires et réponses

1.0 Commentaires et réponses concernant l'environnement

Sur les 47 000 commentaires reçus au cours de la période de consultation, 90 commentaires de fond concernant l'environnement ont été soumis en tout. De nombreux points ont été soulevés, couvrant un large éventail de sujets, notamment le choix des critères d'effet, l'exposition, l'approche d'évaluation des risques et l'atténuation des risques. Ces points sont traités individuellement dans la présente annexe.

Cette annexe comprend les commentaires et les réponses concernant les projets de décision découlant des examens spéciaux de la clothianidine (PSRD2018-01) et du thiaméthoxame (PSRD2018-2). En effet, la majorité des commentaires s'appliquaient à la fois aux évaluations des risques environnementaux de la clothianidine et du thiaméthoxame. Les quelques commentaires qui ne concernaient qu'un seul des deux PSRD ont été pris en compte dans le contexte du PSRD ou du SRD concerné. Cependant, comme la majorité des commentaires concernaient les deux PSRD, tous les commentaires et réponses relatifs à l'environnement pour le PSRD2018-01 et le PSRD2018-02 sont inclus dans la présente annexe.

Étant donné qu'un grand nombre des commentaires de fond contenaient de multiples observations sur différents sujets touchant l'environnement, certaines parties des commentaires soumis par un même auteur peuvent être examinées sous des rubriques différentes. Ainsi, seules les parties pertinentes de certains commentaires peuvent être présentées sous un titre donné. En raison de la longueur et du caractère fouillé des commentaires scientifiques reçus, Santé Canada en a résumé les principaux points. Les extraits des commentaires sont présentés mot pour mot [en traduction] et sont indiqués en italiques.

1.1 Critères d'effet toxicologique utilisés dans l'évaluation des risques

Santé Canada a reçu un certain nombre de commentaires concernant le choix des critères d'effet toxicologique utilisés dans les évaluations des risques pour la clothianidine et le thiaméthoxame. Ces commentaires portaient sur la clarté du choix des critères d'effet, en plus de l'interprétation des études, pour une variété d'études examinées.

Commentaire 1 (CropLife Canada) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

> CropLife Canada a déclaré que dans les documents PSRD2018-01 et PSRD2018-02, les critères d'effet utilisés par l'ARLA dans ses évaluations des risques associés à la clothianidine et au thiaméthoxame pour les invertébrés aquatiques (0,02 µg p.a./L et 0,30 µg p.a./L, respectivement) n'étaient pas présentés de manière claire et transparente. CropLifeCanada a reconnu que l'ARLA avait depuis clarifié ce point.

Réponse de Santé Canada

> Santé Canada reconnaît que les PSRD n'indiquaient peut-être pas clairement les critères d'effet réglementaires utilisés pour la clothianidine et le thiaméthoxame. Compte tenu des limitations en ce qui concerne les données disponibles sur la toxicité chronique, l'Agence a voulu transmettre l'ensemble du poids de la preuve en tenant compte de la valeur CD_5, de

l'espèce la plus sensible et des critères d'effet en mésocosme, lorsque les données étaient disponibles. Pour rendre sa décision réglementaire finale, l'ARLA n'a pas modifié le critère d'effet chronique préoccupant pour le thiaméthoxame, qui consiste en une CSEO sur 35 jours de 0,30 µg p.a./L (concentration nominale), d'après la réduction de l'émergence et de l'abondance des éphémères dans une étude en mésocosme. Cependant, Santé Canada a réévalué l'ensemble de données sur la clothianidine et a tenu compte des données récemment publiées. Pour la clothianidine, Santé Canada a adopté une approche fondée sur le poids de la preuve, dans laquelle un paramètre révisé des effets chroniques de 0,12 µg p.a./L, basé sur une moyenne géométrique des données de toxicité chronique en laboratoire pour la réduction de l'émergence de l'espèce la plus sensible, *Chironomus dilutus*, a été pris en compte, ainsi que le paramètre d'effet en mésocosme de 0,281 µg p.a./L.

Commentaire 2 (Producteurs de grains du Québec) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Les Producteurs de grains du Québec (PGQ) ont noté que les valeurs de référence (critères d'effet réglementaires) utilisées par Santé Canada étaient inférieures aux critères d'effet rapportés dans de nombreuses études utilisées dans l'examen, et étaient inférieures à celles proposées par l'EPA dans son évaluation préliminaire des risques pour les organismes aquatiques (EPA des États-Unis, 2017; n^{o} de l'ARLA 2862808). Les points suivants ont été soulevés :

1) Les résultats obtenus dans les études en mésocosme excluent-ils les interactions avec d'autres organismes vivants, la matière organique, la fraction du principe actif absorbé par les plantes, etc.?

2) Les valeurs CD_5 utilisées par l'EPA sont plus élevées que celles utilisées par Santé Canada. Par exemple, la CD_5 aiguë pour la clothianidine est de 22 µg/L (EPA) par rapport à 1,5 µg/L (Santé Canada) et la CD_5 chronique est < 0,05 µg/L (EPA) par rapport à 0,0015 µg/L (Santé Canada). En particulier, les PGQ estiment que la CD_5 chronique pour la clothianidine est excessivement stricte par rapport à d'autres études ou à la valeur de référence de l'EPA. Étant donné la similitude des sources de données utilisées dans les deux pays, les PGQ se demandent quelles mesures de précaution supplémentaires Santé Canada a prises pour arriver à une valeur CD_5 chronique beaucoup plus faible pour la clothianidine.

3) Les PGQ estiment que les valeurs de référence obtenues par la modélisation de la distribution de la sensibilité des espèces ne nécessitent pas un facteur de sécurité supplémentaire de deux, en raison de l'approche prudente intégrée dans la modélisation avec le logiciel ETX v2.1.

Réponse de Santé Canada

Dans son évaluation des études de toxicité, qu'elles soient soumises au Ministère dans le cadre d'une demande d'homologation ou obtenues dans la littérature ouverte, Santé Canada examine de façon critique les données et les analyses statistiques dont elles font l'objet. Les agents d'évaluation peuvent réanalyser les données de toxicité s'ils le jugent

approprié. Il peut en résulter des critères d'effet qui sont différents de ce qui est rapporté par les auteurs des études.

Les études en mésocosme de niveau supérieur sont conçues pour tenir compte des interactions biologiques et autres qui se produisent au sein des communautés d'invertébrés. Les critères d'effet toxicologique sont généralement basés sur l'abondance des insectes présents dans les contenants ou sur le nombre d'insectes émergés. L'abondance observée est la somme de tous les facteurs et de leurs interactions, y compris l'exposition directe à la substance toxique et les interactions biologiques (par exemple la prédation), et elle tient compte de toute répartition de la substance toxique dans d'autres parties des systèmes d'essai (par exemple, matières organiques dissoutes, végétaux, parois des contenants, etc.).

Comme il est indiqué dans les PRSD, il y avait des différences entre les approches utilisées par Santé Canada et l'EPA pour établir les valeurs de référence (critères d'effet réglementaires). Dans son évaluation préliminaire des risques de la clothianidine et du thiaméthoxame pour les organismes aquatiques, l'EPA a utilisé les critères d'effet les plus bas pour une seule espèce, critères jugés acceptables pour une utilisation réglementaire pour ce qui est de l'exposition aiguë et chronique (EPA des États-Unis, 2017a; n^{o} de l'ARLA 2862808, et EPA des États-Unis, 2017b; n^{o} de l'ARLA 2862809). En revanche, Santé Canada a utilisé des données acceptables de niveau supérieur (c'est-à-dire des données sur les effets en mésocosme), lorsqu'elles étaient disponibles, pour prendre une décision.

Pour les critères d'effet réglementaires relatifs à l'exposition aiguë, il y avait un nombre suffisant d'espèces pour lesquelles les données de toxicité étaient acceptables, tant pour la clothianidine que pour le thiaméthoxame, en vue du calcul des valeurs de référence CD_5 aiguës à l'aide de distributions de sensibilité des espèces (DSE) (n = 36 et 37, respectivement). Pour les critères d'effet réglementaires chroniques, il y avait des incertitudes notables, d'ailleurs relevées dans les documents PSRD2018-01 et PSRD2018-02, qui empêchaient l'utilisation des valeurs CD_5 chroniques, en raison du nombre relativement faible d'espèces dans les distributions (n = 5 pour la clothianidine et n = 7 pour le thiaméthoxame). Par conséquent, Santé Canada a proposé ses décisions en se basant sur la valeur dénotant la plus grande sensibilité chez une seule espèce pour la clothianidine (*C. dilutus*, CE_{20} = 0,02 µg p.a./L) et sur le critère d'effet dénotant la plus grande sensibilité en mésocosme pour le thiaméthoxame (CSEO = 0,3 µg p.a./L).

Le critère d'effet réglementaire chronique proposé pour la clothianidine et utilisé par Santé Canada dans le PSRD2018-01 (CE_{20} = 0,02 µg p.a./L) est basé sur le même effet chez *C. dilutus* (réduction de l'émergence) que celui utilisé par l'EPA (2017a; n^{o} de l'ARLA 2862808) dans son évaluation préliminaire des risques (CSEO < 0,05 µg p.a./L). Pour une étude comprise dans cet ensemble de données sur les effets, Santé Canada a reçu les données brutes de l'auteur de l'étude, qui ont permis de déterminer une valeur CE_{20}, tandis que l'EPA avait utilisé une valeur CSEO non limitée (valeur inférieure à). Ces évaluations n'ont pas été réalisées sous la forme d'examens conjoints entre l'ARLA et l'EPA et, par conséquent, il y avait des différences tant dans les données examinées que dans les conclusions concernant l'acceptabilité de l'étude pour l'évaluation des risques. Aux fins de la décision d'examen spécial, Santé Canada a révisé le critère d'effet chronique obtenu en laboratoire pour la clothianidine, d'après les données additionnelles

reçues (moyenne géométrique de la CE_{10}/CE_{20} de 0,12 µg p.a./L pour *C. dilutus*). Voir l'évaluation scientifique à la section 1.3.1 du présent SRD pour de plus amples renseignements sur les critères d'effet retenus en vue de la décision finale.

Conformément à ses processus habituels, Santé Canada applique un facteur d'incertitude de deux aux valeurs les plus basses des critères d'effet pour une seule espèce aux fins de l'évaluation des risques. Des facteurs d'incertitude ne sont pas appliqués aux valeurs CD_5 obtenues par la modélisation de la DSE, les effets chroniques obtenus en laboratoire ou la mesure des effets en mésocosme. Pour ce qui est de la décision finale concernant la clothianidine, la modélisation de la DSE a été réalisée uniquement pour l'exposition aiguë. Santé Canada a déterminé qu'il n'y avait pas suffisamment de données pour établir une DSE chronique. Voir l'évaluation scientifique à la section 1.3.1 du présent SRD pour de plus amples renseignements.

Commentaire 3 (ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan, Bayer Crop Science, BASF Canada et Valent Canada Inc.) – PSRD2018-01

Des commentaires ont été reçus concernant l'interprétation de l'étude suivante :

> *Cavallaro, M.C., C.A. Morrissey, J.V. Headley, K.M. Peru and K. Liber. 2017. Comparative chronic toxicity of imidacloprid, clothianidin, and thiamethoxam to Chironomus dilutus and estimation of toxic equivalency factors. Environ. Toxicol. Chem. 36(2): 372-382. Nº de l'ARLA 2712687.*

Les commentaires reçus portaient sur des préoccupations concernant la validité de l'étude, y compris les points suivants :

1. La pertinence d'utiliser le deuxième instar de *C. dilutus* est remise en question. On a suggéré qu'un instar différent est susceptible d'être présent lorsque les pesticides peuvent être présents dans l'eau.

2. L'utilisation par l'auteur de verre borosilicaté sur le dessus des béchers d'essai pour empêcher la phototransformation de la clothianidine et du thiaméthoxame. Le commentateur a noté que la phototransformation est une voie de dissipation majeure des néonicotinoïdes.

3. La pertinence de la durée de la période d'exposition. L'auteur du commentaire a indiqué qu'une concentration soutenue de clothianidine et de thiaméthoxame était rarement observée dans les données de surveillance des eaux des Prairies, et par conséquent que les effets observés dans cette étude ne sont pas représentatifs du système des Prairies, où les pesticides sont surtout utilisés pour l'enrobage des semences.

4. Le critère d'effet issu de cette étude « ne répond pas aux critères de validité scientifique de base pour être utilisé dans des décisions de gestion des risques fondées sur la science, car il n'est pas reproductible, ne peut pas être validé de manière indépendante et n'est pas étayé par d'autres études (de niveau supérieur). »

5. Le fait que le critère d'effet soit d'un ordre de grandeur inférieur aux mêmes critères d'effet provenant d'autres études ne peut pas être expliqué par la durée de l'exposition et est probablement dû à un biais de contrôle dans l'étude de Cavallaro, ce qui rend ses résultats invalides.

6. BASF Canada Inc. a noté que, bien que le projet de décision fasse état d'une valeur CE_{20} de 0,15 µg p.a./L pour le rapport des sexes (c'est-à-dire une augmentation dans la proportion des mâles), rien n'indique que l'ARLA ait reçu ou analysé des données sur le rapport des sexes pour tenter de vérifier ce critère d'effet. Selon l'argument avancé, ce critère d'effet n'est pas fiable, compte tenu de la variabilité des pourcentages moyens de mâles et d'une réponse non monotone.

7. Dans l'article de Cavallaro, la CSEO sur 40 jours pour l'émergence a été présentée comme étant de 0,20 µg p.a./L, ce qui est passablement différent de la CE_{20} estimée sur 40 jours (0,02 µg p.a./L), qui est une valeur extrapolée.

8. L'essai n'a pas suivi les lignes directrices standards (par exemple, OCDE et OCSPP).

9. Valent Canada Inc. a estimé que le critère d'effet fourni par cette étude, soit 0,02 µg p.a./L, n'est pas fiable parce que « selon un test sur *C. dilutus* dans des sédiments enrichis avec la clothianidine (nº de l'ARLA 2615168), la durée de l'exposition est plus longue et on a obtenu une CSEO sur 63 jours de 1,6 µg p.a./L, basée sur les concentrations dans l'eau interstitielle ». Valent Canada Inc. a suggéré que cette CSEO sur 63 jours soit prise en compte dans l'évaluation des risques chroniques pour les eaux de surface.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada considère que les résultats de l'étude de Cavallaro *et al*. (2017) peuvent être utilisés dans l'évaluation des risques. Santé Canada estime que la CE_{20} de 0,02 µg p.a./L basée sur le taux d'émergence en pourcentage, telle que présentée, est un critère d'effet valide même si elle est plus faible que la CSEO nominale rapportée par l'auteur (0,20 µg p.a./L). Voici les réponses de l'ARLA aux points exposés ci-dessus :

1. L'utilisation de stades de vie sensibles, provenant d'études en laboratoire, est essentielle afin de comprendre les risques environnementaux pour les taxons multivoltins, notamment les chironomidés, qui peuvent présenter une plage de cohortes d'âges à un même moment de l'année. Bien que les lignes directrices techniques de l'OCDE recommandent que l'on utilise les larves du premier stade pour les études de toxicité aiguë et chronique, car elles sont généralement considérées comme le stade larvaire le plus sensible (par exemple, les lignes directrices 235 et 233 de l'OCDE, respectivement), l'utilisation du deuxième instar de *C. dilutus* dans cette étude a été jugée appropriée, dans la mesure où l'on reconnaît qu'il n'est peut-être pas le stade de vie le plus sensible chez cette espèce. Puisque le deuxième instar peut être moins sensible, les résultats de cette étude peuvent être moins prudents. Au final, en ce qui concerne le risque pour les chironomidés, une période appropriée d'exposition dans l'environnement est prise en compte lors de l'établissement des concentrations estimées dans l'environnement (CEE) aux fins de l'évaluation des risques.

2. Les conditions biologiques et physico-chimiques qui déterminent les taux de dissipation par photolyse des néonicotinoïdes dans les systèmes naturels sont très variables (par exemple, turbidité, croissance des plantes, profondeur de l'eau, etc.) et ne peuvent être prises en compte dans les études en laboratoire. Le plan d'essai avec renouvellement statique selon un cycle de trois jours a maintenu les concentrations d'exposition de telle sorte qu'une relation concentration-réponse puisse être établie. L'utilisation de verre borosilicaté sur le dessus des béchers est considérée comme une pratique acceptable.

3. On a fait valoir que le régime d'exposition dans cette étude n'était pas représentatif des systèmes des Prairies, étant donné que les concentrations de néonicotinoïdes dans cette région ne seront probablement pas soutenues, car le traitement des semences entraîne l'introduction de néonicotinoïdes une seule fois par année. Cependant, les essais de toxicité chronique en laboratoire sont souvent conçus pour fournir une concentration d'exposition constante sur une partie importante du cycle de vie de l'organisme cible, afin de garantir l'exposition aux stades de vie critiques. Cette étude a été prise en compte avec d'autres études sur les chironomidés aux fins de l'évaluation des risques (voir l'Évaluation scientifique à la section 1.3.1 du présent SRD pour plus de détails).

4. Bien qu'il soit idéal que les résultats des études de toxicité en laboratoire puissent être reproductibles, la reproductibilité peut être entravée par de nombreux facteurs. La correspondance avec l'auteur a confirmé qu'il n'y avait eu aucune anomalie au cours de l'étude qui aurait pu expliquer la survie différentiellement élevée chez les témoins par rapport aux organismes traités. Le taux de survie des témoins supérieur à la moyenne dans cet essai, par rapport aux moyennes globales obtenues par d'autres laboratoires, n'indique pas un « biais de témoins » qui justifierait de normaliser les réponses aux effets initiaux du traitement afin de les harmoniser avec les résultats d'autres laboratoires, comme le recommande l'auteur du commentaire. Malgré certaines incertitudes entourant cette étude, Santé Canada et d'autres agences ont jugé cette étude acceptable aux fins de d'une évaluation des risques. Dans son évaluation des risques axée sur les invertébrés aquatiques de 2017 (n^{o} de l'ARLA 2862808), l'EPA a soutenu l'utilisation de la CSEO pour la survie (sous forme d'émergence) et un poids sec de < 0,05 µg p.a./L provenant de cette étude afin de caractériser le risque chronique pour les invertébrés aquatiques. Ce choix s'appuyait sur les effets statistiquement significatifs à la dose de traitement la plus faible (0,046 µg p.a./L, concentrations moyennes mesurées). Cette valeur correspond étroitement à la CE_{20} rapportée par l'auteur de l'étude et acceptée par Santé Canada.

5. Une concentration inférieure d'un ordre de grandeur à celles qui sont associées à des effets comparables n'est pas irréaliste parmi les réponses de toxicité. Dans le SRD concernant la clothianidine, Santé Canada a utilisé, pour tenir compte des nombreux critères d'effet provenant de différentes expériences menées sur la même espèce, la moyenne géométrique de tous les critères d'effet chroniques pour l'émergence de *C. dilutus* (0,12 µg p.a./L).

Cette moyenne géométrique est basée sur ces critères d'effet acceptables pour l'émergence : CE_{20} sur 40 jours = 0,02 µg p.a./L (Cavallaro *et al*., 2017; n° de l'ARLA 2712687); CE_{20} sur 28 jours = 0,34 µg p.a./L (Maloney *et al.*, 2018a; n° de l'ARLA 2873503) et CE_{10} sur 56 jours = 0,25 µg p.a./L (Raby *et al*., 2018b; n° de l'ARLA 2912490).

6. Santé Canada a considéré que l'émergence était le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité, d'après l'étude de Cavallaro *et al*. (2017), en vue de l'évaluation des risques de la clothianidine selon la CE_{20} dénotant la plus grande sensibilité (PSRD2018-01). Santé Canada a estimé que les résultats basés sur les rapports des sexes n'étaient pas fiables aux fins de l'évaluation des risques.

7. La CSEO nominale rapportée dans l'étude, soit 0,20 µg p.a./L, est basée sur une CMEO de 0,48 µg p.a./L établie pour l'émergence dans la figure 1B de l'article. Cependant, Santé Canada a déterminé que la réduction de 40 % de l'émergence, par rapport aux témoins, s'est produite aux deux concentrations d'essai moyennes mesurées (0,046 et 0,200 µg p.a./L) et était statistiquement significative (test de Williams, $p < 0,05$). Santé Canada considère donc que la CSEO est < 0,046 µg p.a./L et soutient la CE_{20} rapportée de 0,02 µg p.a./L.

8. Santé Canada accepte les études qui ne suivent pas les lignes directrices reconnues à l'échelle internationale, à la condition que les exigences en matière de données aient d'abord été satisfaites par la présentation d'une étude respectant les lignes directrices. Les données provenant de toutes les sources (y compris la littérature publiée) sont prises en compte. Ces études sont examinées par des scientifiques qui font preuve d'un jugement d'expert pour déterminer si les études sont valides et peuvent être utilisées dans une évaluation des risques. Les scientifiques de Santé Canada ont examiné avec minutie cette étude particulière, y compris les données brutes obtenues auprès de son auteur. La conclusion de Santé Canada est que cette étude demeure valable aux fins d'une évaluation des risques.

9. Valent Canada Inc. a suggéré que la CSEO sur 63 jours de 1,6 µg p.a./L, basée sur les concentrations moyennes mesurées dans l'eau interstitielle pour *C. dilutus* dans un essai avec sédiments enrichis en clothianidine (n° de l'ARLA 2615168), devrait être prise en compte dans l'évaluation des risques chroniques pour les eaux de surface, plutôt que la CE_{20} sur 40 jours de 0,02 µg p.a./L provenant d'une étude d'exposition à de l'eau enrichie. Santé Canada ne calcule pas les quotients de risque à l'aide des critères d'effet toxicologique pour l'eau interstitielle provenant d'études sur des sédiments enrichis en combinaison avec les CEE des eaux de surface obtenues par modélisation. Santé Canada utilise plutôt des CEE pour l'eau interstitielle modélisées. Dans les études avec sédiments enrichis, les invertébrés benthiques sont principalement exposés aux pesticides par contact avec l'eau interstitielle et les sédiments. La modélisation de l'eau utilisée par Santé Canada fournit des estimations pour l'eau interstitielle, qui sont comparées au critère d'effet issu de l'étude relative à l'eau interstitielle. Aux fins de l'évaluation des risques liés à l'eau interstitielle dans le projet de décision, Santé Canada a utilisé une

CSEO sur 10 jours de 1,1 µg p.a./L, basée sur la concentration moyenne mesurée dans l'eau interstitielle pour *C. riparius* (nº de l'ARLA 1636640, PSRD2018-01), valeur qui dénote une plus grande sensibilité que la valeur proposée par Valent.

Commentaire 4 (ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Santé Canada a reçu des commentaires concernant l'interprétation de l'article suivant :

Basley, K. and D. Goulson. 2018. Neonicotinoids thiamethoxam and clothianidin adversely affect the colonisation of invertebrate populations in aquatic microcosms. Environ. Sci. Pollut. Res. 25(10): 9 593-9 599. https://doi.org/10.1007/s11356-017-1125-5. Nº de l'ARLA 2861918.

Selon le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan, cette référence « ne devrait pas avoir d'incidence sur la décision de l'ARLA » pour les raisons suivantes :

- Le sol utilisé dans cette étude, même s'il a été prélevé sur un site sans antécédent d'utilisation de néonicotinoïdes, n'a pas été testé pour détecter la présence d'autres contaminants.
- Les ostracodes n'ont pas été introduits dans la culture. Cependant, on en a trouvé pendant l'analyse. Il n'est pas approprié de mesurer la réponse de ces animaux à l'échelle de la population, car leurs nombres initiaux n'ont pas été déterminés.
- Le fait de déterminer les effets du traitement sur la colonisation par les chironomidés et les culicidés sans identifier les espèces et sans tenir compte des facteurs du cycle biologique pose problème.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada convient que les conclusions de cette étude comportent des incertitudes importantes en raison de la très grande variabilité de l'abondance des organismes témoins et de l'absence de confirmation analytique des concentrations d'exposition. Santé Canada n'a pas pris en compte cette étude de manière quantitative dans l'évaluation des risques.

Commentaire 5 (ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Santé Canada a reçu des commentaires concernant l'interprétation de l'article suivant :

C.A. Morrissey, P. Mineau, J.H. Devries, F. Sanchez-Bayo, M. Liess, M.C. Cavallaro and K. Liber. 2015. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. Environment International 74: 291-303. Nº de l'ARLA 2538669.

Le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan a indiqué que la valeur de référence pour les néonicotinoïdes provenant de cette étude citée par Santé Canada est trop faible, étant basée sur la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la CD_5 d'après une DSE établie pour la toxicité chronique avec 18 espèces d'essai. Les commentaires comprenaient une justification visant à démontrer que l'utilisation de la limite de confiance inférieure est inappropriée.

Réponse de Santé Canada

Les limites de confiance inférieures des valeurs CD_5 aiguë et chronique d'après Morrissey *et al*. (2015; nº de l'ARLA 2538669) étaient pour les néonicotinoïdes combinés. Morrissey *et al*. (2015) ont fourni des valeurs de référence pour les néonicotinoïdes combinés, basées sur les concentrations molaires équivalentes des critères d'effet disponibles pour les néonicotinoïdes. Santé Canada n'a pas utilisé les valeurs recommandées par ces auteurs pour prendre ses décisions réglementaires proposées. Elles ont été fournies dans les documents PSRD2018-01 et PSRD2018-02 à des fins de comparaison uniquement.

Les évaluations des risques de Santé Canada pour la clothianidine et le thiaméthoxame sont basées sur la toxicité de ces seuls principes actifs. Par conséquent, Santé Canada n'a pas utilisé de valeurs d'écotoxicité basées sur l'exposition combinée.

Lorsque Santé Canada utilise les distributions de sensibilité des espèces dans ses évaluations des risques, c'est la valeur CD_5 fournie par le modèle DSE, et non la limite inférieure de confiance à 95 %, qui est utilisée dans le quotient de risque.

Commentaire 6 (Bayer CropScience, BASF Canada et Valent Canada Inc.) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Santé Canada a reçu des commentaires concernant l'interprétation de l'article suivant :

> *Environment and Climate Change. 2017. Final progress report (2014-2017) to the Ontario Ministry of Environment and Climate Change. Assessment of acute and chronic toxicity of neonicotinoid insecticides to non-target aquatic species. Nº de l'ARLA 2753706.*

Bayer CropScience et BASF ont commenté la CSEO présentée par Santé Canada pour *Hyalella azteca*, soit 0,31 µg p.a./L en fonction des effets sur la taille corporelle à la suite d'une exposition chronique à la clothianidine. Les auteurs du commentaire ont indiqué que ce critère d'effet basé sur la croissance, qui a été utilisé dans la DSE pour la clothianidine, provenait de l'analyse statistique d'ensembles de données combinés obtenus par deux expériences distinctes, ce qui devrait être pris en compte dans l'analyse statistique des données.

Il était suggéré que Santé Canada s'appuie sur le critère d'effet tiré de l'un des essais (essai 2), car les témoins de l'autre essai (essai 1) ont donné des valeurs aberrantes et ne conviennent pas pour l'évaluation des effets potentiels du composé à l'essai. La considération des témoins en tant que valeurs aberrantes tient surtout au fait qu'un réplicat a eu un poids humide particulièrement grand par valeur individuelle. D'après une comparaison des graphiques des études avec les cinq autres néonicotinoïdes testés, cette valeur particulière du groupe témoin de la clothianidine est bien en dehors de la plage normale des valeurs des témoins. Étant donné le statut aberrant des valeurs pour les organismes témoins dans l'essai 1 avec la clothianidine et la différence statistiquement significative par rapport aux organismes témoins dans l'essai 2 avec la clothianidine, les deux ensembles de données indépendants ne devraient pas être combinés. Si Santé Canada s'appuie sur les données de l'essai 2 sur la clothianidine, la CSEO sera de 2,5 µg p.a./L, ce qui correspond au critère d'effet rapporté par les auteurs du rapport d'étude.

Réponse de Santé Canada

Depuis la publication des documents PSRD2018-01 et PSRD2018-02, les résultats de l'exposition aiguë et chronique de *H. azteca* dans cette étude ont été publiés dans la littérature ouverte (Bartlett *et al*., 2019; n° de l'ARLA 2975959) et réévalués par Santé Canada pour prendre ses décisions finales concernant la clothianidine, le thiaméthoxame et l'imidaclopride.

Santé Canada convient que les résultats des différents essais menés sur chaque néonicotinoïde inclus dans cette étude ne proviennent pas de véritables études répétées et devraient être analysés séparément. Bien que tous les essais aient été menés au même endroit, dans les mêmes conditions de culture et selon les mêmes protocoles d'essai, ils n'ont pas été menés simultanément. Par conséquent, Santé Canada a réévalué individuellement chaque essai et a déterminé la réponse moyenne géométrique pour l'exposition de *H. azteca* à chaque néonicotinoïde afin de déterminer les effets observés dans l'étude (voir l'Évaluation scientifique pour de plus amples détails).

Commentaire 7 (Bayer CropScience, BASF Canada et Valent Canada Inc.) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Santé Canada a reçu des commentaires concernant l'interprétation de l'article suivant :

Prosser et al. 2016. Sensitivity of the early-life stages of freshwater mollusks to neonicotinoid and butenolide insecticides. Environ. Pollut. 218: 428-435. N° de l'ARLA 2712688.

Les commentaires reçus portaient sur la validité des critères d'effet relatifs à la croissance et à la biomasse de l'escargot *Planorbella* sur 28 jours pour la clothianidine, le thiaméthoxame et l'imidaclopride. Bayer CropScience, BASF Canada et Valent Canada Inc. ont indiqué que les valeurs de la CE_{10} sur 28 jours de la clothianidine pour la croissance et la biomasse ne devraient pas être considérées comme fiables, car il s'agissait de valeurs extrapolées et les limites inférieures des intervalles de confiance à 95 % étaient des valeurs négatives. De plus, il y avait une fourchette importante de poids secs des escargots parmi les essais avec les trois néonicotinoïdes, ce qui indique de possibles difficultés à mesurer des poids aussi faibles (en µg), et des erreurs apparentes dans certaines données de poids sec dans les essais répétés. Par conséquent, ces critères d'effet ne devraient pas être utilisés dans l'évaluation des risques.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada convient qu'une variabilité anormalement élevée des poids a été observée chez les escargots à la dose de 10 µg p.a./L d'imidaclopride et de thiaméthoxame. Santé Canada a contacté l'auteur, qui a répondu qu'en raison des difficultés que pose la mesure de poids aussi faibles (jusqu'à 1 µg), même de petites quantités d'eau en excès peuvent influer considérablement sur les estimations du poids. Il a également reconnu que certains escargots peuvent croître beaucoup plus que leurs congénères dans les essais répétés, ce qui peut influer sur la variabilité de la croissance et de la biomasse. Santé Canada a déterminé que la variabilité (différence de poids multipliée par~ 10) était trop élevée pour que des critères d'effet fiables soient établis à la dose de 10 µg p.a./L en ce qui concerne l'imidaclopride et le thiaméthoxame. La même variabilité n'a pas été constatée dans

l'ensemble de données pour la clothianidine. Les données sur la croissance provenant de cette étude ont donc été exclues lors de la prise de décision réglementaire finale concernant la clothianidine, le thiaméthoxame et l'imidaclopride.

Commentaire 8 (BASF Canada) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Santé Canada a reçu des commentaires concernant l'interprétation de l'article suivant :

Maloney et al. 2017. Cumulative toxicity of neonicotinoid insecticide mixtures to Chironomus dilutus under acute exposure scenarios. Environ. Toxicol. Chem. 36(11): 3 091-3 101. Nº de l'ARLA 2818524.

BASF Canada a déclaré ce qui suit : « Les conclusions formulées dans l'article de Maloney *et al.* (2017) concernant la toxicologie des mélanges de néonicotinoïdes sont invalides en raison d'erreurs dans l'analyse des données et de l'inadéquation de la méthode d'analyse des données. » Dans la monographie de la Direction de l'évaluation environnementale de l'ARLA (nº de l'ARLA 2856238), on indique ce qui suit : « L'ARLA accepte la conclusion de Maloney *et al.* selon laquelle la toxicité aiguë cumulée de plusieurs néonicotinoïdes chez *C. dilutus* semble dépasser les effets additifs directs des principes actifs individuels. » L'ARLA ajoute qu'elle n'a pas reçu ni examiné les données de cette étude et « n'a aucune expérience avec le modèle MIXTOX ».

L'auteur du commentaire a laissé entendre que si l'ARLA avait reçu et examiné les données des auteurs de l'étude, elle aurait pu arriver à des conclusions différentes. « Selon notre examen de l'ensemble des données et des analyses connexes, des erreurs de calcul ont été commises pour les trois études de mélange binaire. De plus, même si ces analyses avaient été mathématiquement correctes, l'approche globale utilisée pour l'ajustement des modèles ne convient pas au type de données recueillies. »

Réponse de Santé Canada

L'ARLA n'a pas procédé à une évaluation des risques cumulatifs des mélanges de néonicotinoïdes pour prendre sa décision réglementaire finale concernant l'imidaclopride, la clothianidine et le thiaméthoxame. Si une évaluation des risques cumulatifs est envisagée ultérieurement, les commentaires sur la pertinence de l'analyse de Maloney *et al*. (2017) concernant les effets des mélanges seront alors pris en compte. Cependant, les valeurs de CL_{50} sur 96 heures tirées des essais d'exposition à un seul néonicotinoïde, pour la clothianidine et le thiaméthoxame, comme rapportées dans le PSRD2018-01 et le PSRD2018-2, respectivement, sont valables et ont été prises en compte en vue des décisions réglementaires finales.

Commentaire 9 (Bayer CropScience) – PSRD2018-01

Santé Canada a reçu des commentaires concernant l'interprétation de l'article suivant :

Hartgers, E.M. and I. Roessink. 2015. Outdoor study on the effects of a single pulse application of clothianidin in freshwater experimental ponds. Bayer CropScience. Rapport non publié nº THW-0392. 295 p. Nº de l'ARLA 2713555.

Les commentaires reçus au sujet de cette étude portaient sur : 1) l'utilisation d'un critère d'effet obtenu en mésocosme dans cette étude afin d'évaluer les risques pour les milieux humides des Prairies, et les paramètres d'effet suggérés, 2) le caractère protecteur du critère d'effet en mésocosme.

1) Critère d'effet chronique en mésocosme pour l'évaluation des risques dans les milieux humides des Prairies

> Bayer CropScience a indiqué que la dissipation du composé dans l'eau observée dans une étude en mésocosme comprenant une application unique de clothianidine est représentative de la dissipation de la clothianidine observée dans les données de surveillance pour les milieux humides des Prairies. *« Les concentrations testées dans les mésocosmes sont beaucoup plus importantes que les concentrations attendues dans les milieux aquatiques après le traitement des semences ou l'utilisation du produit dans les raies de semis. Par conséquent, il est scientifiquement justifié et prudent de se baser sur une concentration moyenne pondérée dans le temps (MPT), dans laquelle la concentration d'exposition est ajustée en fonction de la dissipation, pour le critère d'effet toxicologique traduisant la plus grande sensibilité dans les deux mésocosmes (l'ARLA a calculé une $CSEO_{MPT}$ de 0,281 µg p.a./L) aux fins de l'évaluation des risques liés à l'utilisation de la clothianidine comme traitement des semences et dans les raies de semis. »*

Bayer CropScience a ajouté qu'en raison de la dissipation observée dans le mésocosme et les milieux humides surveillés, la meilleure approche pour estimer l'exposition des invertébrés aquatiques et comparer les expositions dans les milieux humides et le mésocosme est de comparer les MPT sur 21 jours.

En l'absence de données de surveillance suffisantes pour calculer une concentration MPT sur 21 jours, une approche raisonnable sur le plan scientifique consiste à comparer la concentration obtenue par la surveillance des eaux de surface à la concentration initiale dans le mésocosme (0,518 µg p.a./L) pour la concentration de traitement qui définit la CSEO de Santé Canada basée sur le mésocosme. Cette démarche est justifiée, car la dissipation du composé dans le mésocosme est similaire à ce qui est observé dans les milieux humides. Par conséquent, si la concentration « maximale » dans un milieu humide est inférieure à l'exposition initiale dans le mésocosme de 0,518 µg p.a./L, l'exposition au composé dans le milieu humide est alors inférieure à une concentration nocive probable d'après l'étude en mésocosme. Bien que cette approche comporte une certaine incertitude, il convient de noter que le critère d'effet obtenu en mésocosme présente un degré élevé de prudence, car il est basé sur une concentration dont il a été démontré qu'elle n'a aucun effet.

2) Le critère d'effet obtenu en mésocosme assure la protection des espèces d'invertébrés aquatiques sensibles

Bayer CropScience a souligné que même si l'étude en mésocosme soumise contient des éphéméroptères, l'évaluation statistique des effets potentiels n'a pu être effectuée à tous les moments de l'étude, en raison de la faible abondance initiale; il est alors incertain que le critère d'effet assure une protection suffisante des éphéméroptères. Des données récemment publiées viennent lever ces incertitudes et démontrent que le critère d'effet obtenu en mésocosme assure la protection des communautés d'invertébrés aquatiques, y compris les éphéméroptères. Les renseignements justificatifs suivants ont été fournis.

- Étant donné que *Neocloeon triangulifer* est une espèce de substitution qui permet de définir de manière prudente les critères d'effet chroniques pour les éphéméroptères, on estime que le critère d'effet toxicologique en mésocosme de 0,281 µg p.a./L protège les éphéméroptères (et d'autres invertébrés aquatiques). Raby *et al*. (2018b) ont rapporté un critère d'effet chronique (0,280 µg p.a./L) pour l'exposition de *N. triangulifer* à la clothianidine, ce qui est identique au critère d'effet obtenu en mésocosme.

- Sur la base des données de toxicité aiguë rapportées par Raby *et al*. (2018a), Bayer CropScience a soutenu que les éphéméroptères occupent à peu près le rang moyen proportionnel sur l'échelle de sensibilité des ordres taxonomiques étudiés, ce qui démontre qu'ils ne sont pas spécialement sensibles aux néonicotinoïdes. Selon le même ensemble de données, les diptères, l'ordre auquel appartiennent les moucherons dont *C. dilutus*, constituent l'ordre le plus sensible aux néonicotinoïdes. Comme les moucherons sont suffisamment représentés dans le mésocosme, ces renseignements confirment que le critère d'effet obtenu en mésocosme assure la protection des éphéméroptères.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada convient que les données de surveillance canadiennes provenant d'un échantillonnage intensif dans les milieux humides des Prairies, où l'on traite les semences, montrent généralement un pic annuel au printemps ou au début de l'été, suivi d'une baisse des concentrations de pesticide dans les plans d'eau. Les pics subséquents sont peu fréquents, même après des précipitations importantes.

L'examen de l'étude en mésocosme de Hartgers et Roessink (2015; n^{o} de l'ARLA 2713555) a révélé certaines incertitudes, comme il est indiqué à la section 1.3.1 du présent SRD, qui empêchaient l'utilisation de la $CSEO_{MPT\ 14\ jours}$ sur 56 jours de 0,281 µg p.a./L comme critère d'effet définitif. Dans sa décision finale, Santé Canada a comparé la $CSEO_{MPT\ 14\ jours}$ sur 56 jours en mésocosme à la concentration moyenne mobile maximale sur 28 jours, d'après les données de surveillance disponibles, y compris les données sur les milieux humides des Prairies.

Il en découle qu'avec cette approche, quel que soit le mode de dissipation ou le régime de traitement, les concentrations moyennes devraient causer les mêmes effets. La comparaison de la moyenne mobile sur 28 jours des données de surveillance des eaux et de la MPT sur 14 jours de l'étude en mésocosme est jugée appropriée, car la majorité des effets nocifs constatés dans l'étude en mésocosme ont été observés entre 14 et 21 jours d'exposition, et les moyennes mobiles des données de surveillance étaient robustes lorsqu'elles étaient établies sur 28 jours. Santé Canada reconnaît que cette approche n'est pas la plus prudente, car les moyennes mobiles des données de surveillance des eaux sur des périodes plus courtes pourraient produire des concentrations d'exposition plus élevées. D'autres approches d'évaluation des risques à partir des critères d'effet obtenus par des études en mésocosme sont valides et s'accompagnent toutes de leurs propres incertitudes. Pour de plus amples renseignements sur la façon dont le critère d'effet en mésocosme a été pris en compte dans l'évaluation en vue de la décision, voir l'Évaluation scientifique à la section 1.3.1 du présent SRD.

Commentaire 10 (Grain Farmers of Ontario) – PSRD2018-01

Dans le PSRD2018-01, Santé Canada a relevé des incertitudes dans deux études en mésocosme qui remettent en question la pertinence d'utiliser ces études dans une approche basée sur le poids de la preuve pour l'évaluation des risques. Étant donné que seules deux études ont été prises en compte, le niveau d'incertitude associé aux conclusions formulées sur la base des données limitées devrait être examiné plus à fond. L'évaluation des risques n'a pas permis de déterminer clairement si les trois études en mésocosme mentionnées par l'EPA dans son évaluation préliminaire des risques (EPA des États-Unis, 2017) ont été prises en compte. Une CSEO de 1,0 µg p.a./L est mentionnée par l'EPA, ce qui est supérieur à la CSEO de 0,281 µg p.a./L de Santé Canada. On a également noté qu'il est important de tenir compte de la récupération observée chez les insectes émergents dans les deux études en mésocosme soumises par les titulaires, lors de l'interprétation des résultats et, par conséquent, de la CSEO sélectionnée.

Réponse de Santé Canada

Dans le PSRD2018-01, Santé Canada a tenu compte des trois études en mésocosme mentionnées par l'EPA dans son évaluation préliminaire des risques pour la clothianidine (EPA des États-Unis 2017, n° de l'ARLA 2862808).

1. L'EPA a mentionné une CSEO de 1,0 µg p.a./L basée sur les concentrations nominales de l'étude n° MRID 47483004 présentée par le titulaire. Il s'agit de l'étude de Memmert (2001; n° de l'ARLA 1636641). Santé Canada a établi une $CSEO_{MPT}$ de 0,54 µg p.a./L basée sur la même concentration d'exposition, en raison de la perte de substance d'essai au fil du temps dans les chambres d'étude.

2. Selon l'EPA, Miles *et al*. (2017) ont constaté que la mortalité des prédateurs augmentait avec la concentration de clothianidine, ainsi que la survie des proies à la concentration maximale d'essai. Comme il est indiqué dans le PSRD2018-01, Santé Canada a reconnu que les résultats de l'étude montraient que la clothianidine pouvait exercer un effet descendant sur la dynamique de la chaîne alimentaire, mais n'a pas pu établir de CSEO définitive à partir de cette étude pour l'utiliser dans une évaluation des risques.

3. L'EPA a fait état d'une CSEO de 0,5 µg p.a./L (concentration nominale), sur la base des effets à l'échelle de la communauté, provenant de l'étude MRID n° 50227907 récemment soumise par le titulaire. Il s'agit de l'étude de Hartgers et Roessink (2015; n° de l'ARLA 2713555), qui a été examinée par Santé Canada en vue du PSRD2018-01. Santé Canada a déterminé une $CSEO_{MPT\ 14\ j}$ de 0,281 µg p.a./L basée sur la même concentration d'exposition, en raison de la perte de substance d'essai au fil du temps dans les chambres d'étude. D'après les commentaires reçus concernant l'acceptabilité de cette valeur comme critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité en mésocosme, en vue de la décision finale, Santé Canada a réexaminé les incertitudes constatées pour cette étude (voir la section 1.1 ci-dessus). Il a été déterminé que même si les résultats pourraient être utilisés pour éclairer l'évaluation des risques, la CSEO n'est pas suffisamment robuste pour être utilisée seule comme critère d'effet de niveau supérieur.

Santé Canada tient compte de la récupération observée des organismes d'essai dans les études en mésocosme dans le cadre d'une approche d'évaluation des risques basée sur le poids de la preuve.

Commentaire 11 (Canards Illimités Canada) – PSRD2018-01

Canards Illimités Canada a soumis un article de recherche récemment publié sur les changements métaboliques induits par la clothianidine chez les larves de moustiques.

Russo, R., S-B. Haange, U. Rolle-Kampcyzk, M. von Bergen, J.M. Becker and M. Liess. 2018. Identification of pesticide exposure-induced metabolic changes in mosquito larvae. Sci. Tot. Environ. 643: 1 533-1 541. N^{o} de l'ARLA 2978128.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada a examiné cette étude et l'a jugée scientifiquement fondée. Les critères d'effet toxicologique aigus pour le moustique *Culex pipiens* ont été pris en compte dans l'évaluation des risques en vue de la décision réglementaire finale concernant la clothianidine (voir l'Évaluation scientifique).

1.2 Distributions de sensibilité des espèces

Des commentaires ont été reçus d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), du ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan, de Bayer CropScience et de Valent Canada Inc. concernant la détermination des distributions de sensibilité des espèces (DSE). Ces commentaires portaient généralement sur la validité des données individuelles dont on a envisagé l'inclusion dans les DSE et sur le modèle sélectionné pour représenter les DSE.

1.2.1 Cohérence avec les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement

Commentaire 12 (ECCC) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Les commentaires d'ECCC reposent sur l'hypothèse voulant que les données de référence obtenues dans les documents PSRD puissent servir à l'établissement de valeurs de référence pour la vie aquatique en ce qui concerne la clothianidine et le thiaméthoxame. ECCC a examiné les critères d'effet décrits dans les PSRD du point de vue de leur correspondance aux Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) et a suggéré de réviser les données incluses dans les DSE afin qu'elles correspondent aux protocoles du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). ECCC a indiqué que des recommandations à court et à long terme basées sur les DSE pour cinq néonicotinoïdes seraient prochainement soumises au processus d'examen et d'approbation du CCME. Depuis la réception de ce commentaire, le CCME a publié des projets de RCQE pour les néonicotinoïdes.

ECCC a noté que les DSE figurant dans les PSRD portaient à la fois sur des critères d'effet obtenus avec le produit de qualité technique et le produit formulé, le produit formulé ayant été décrit comme étant légèrement plus toxique que le produit de qualité technique. ECCC soulignait que ce point devrait être abordé dans l'évaluation et soulève des questions quant

à la comparabilité avec les données de surveillance. Les recommandations du CCME sur la qualité de l'eau sont basées uniquement sur le produit de qualité technique, afin d'éliminer l'influence des formulants, car les données de surveillance portent sur l'analyte technique.

Réponse de Santé Canada

En ce qui concerne les pesticides, les valeurs de référence pour la vie aquatique et les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique (RCQE-PVA) sont élaborées parallèlement à partir de données de haute qualité, selon des méthodes d'évaluation quelque peu différentes, mais rigoureusement examinées par des pairs. Même si l'ARLA et le CCME évaluent et caractérisent tous deux les effets des pesticides afin de protéger les communautés aquatiques, le recours à des protocoles différents pour le calcul des valeurs de référence peut donner lieu à des résultats différents.

Le CCME utilise les données de toxicité aquatique dans l'élaboration des RCQE-PVA. Les RCQE-PVA sont destinées à protéger à long terme toutes les formes de vie aquatique et tous les aspects des cycles de vie en milieu aquatique, y compris le stade de vie le plus sensible des espèces les plus sensibles. Ces valeurs peuvent également servir de déclencheur pour des recherches plus approfondies. Cependant, elles ne sont pas considérées comme des valeurs globales pour la qualité de l'environnement national (CCME, 1999). Le CCME a défini les applications recommandées des RCQE, notamment leur utilisation comme base scientifique aux fins de l'établissement de normes et d'objectifs de qualité de l'eau (OQE) propres à un lieu, de même que comme base scientifique aux fins de la réglementation en matière d'environnement, comme il est indiqué dans le *Guide concernant l'application propre à un lieu des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Les procédures d'élaboration des RCQE-PVA sont décrites dans le document du CCME *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique 2007* et requièrent un ensemble spécifié de données pour établir une ligne directrice.

Conformément à la *Loi sur les produits antiparasitaires*, l'ARLA se fonde sur les données de toxicité aquatique dans ses évaluations des risques pour l'environnement afin de prendre des décisions d'homologation à l'égard des pesticides. Les procédures d'évaluation des risques de l'ARLA s'appuient sur des paradigmes reconnus à l'échelle internationale et sont généralement basées sur les espèces d'essai qui sont les plus sensibles dans chaque taxon. Les valeurs de référence pour la vie aquatique (VRVA) permettent de fixer des concentrations acceptables de pesticides dans les sources d'eaux de surface, afin de prévenir les risques inacceptables pour les différents groupes d'organismes en garantissant avec une certitude raisonnable l'absence d'effets nocifs, compte tenu des conditions d'homologation. Les VRVA sont utilisées comme déclencheur réglementaire pour établir s'il y a lieu de procéder à une enquête plus approfondie.

Une valeur RCQE-PVA est établie pour protéger toute la vie aquatique, des poissons aux algues, tandis que les VRVA sont établies pour chaque groupe d'organismes visé par l'évaluation des risques de Santé Canada (invertébrés aquatiques, poissons, algues, plantes, etc.).

Le CCME n'emploie que les études réalisées avec les principes actifs de qualité technique (PAQT) lors de l'établissement des RCQE. En plus du PAQT, Santé Canada tient compte des études réalisées avec des préparations commerciales (PC) dans l'évaluation des risques. L'inclusion d'un critère d'effet associé à une PC dans une DSE serait déterminée au cas par cas. Selon les directives actuelles de Santé Canada, un critère d'effet associé à une PC serait inclus dans une DSE si la toxicité de la PC est similaire à celle du PAQT.

Santé Canada a inclus les données relatives aux PC avec celles du PAQT dans les DSE pour les néonicotinoïdes. Un petit nombre d'études sur les néonicotinoïdes indique que les différences de toxicité entre l'exposition au PAQT et aux PC dans une même étude sont minimes, de sorte qu'aucun biais de formulation* n'est manifeste (n^{os} de l'ARLA 2541823, 2541839 et 2541824). Dans le cas des daphnies, des études supplémentaires de toxicité aiguë disponibles dans la littérature ouverte semblent indiquer la possibilité d'une plus grande sensibilité à certaines PC (voir les résumés de toxicité au tableau A.4-1 de l'annexe IV du présent SRD et du SRD2021-04). Cependant, cette relation n'est pas claire pour les crustacés et les insectes qui sont plus sensibles aux néonicotinoïdes. Cette approche peut être un peu plus prudente que la seule utilisation du PAQT, mais elle permet d'inclure un ensemble de données plus important et plus robuste dans l'établissement de la DSE. Cette approche est conforme à celle qui a été adoptée par l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA, 2014, n^{o} de l'ARLA 2545413) lors de son évaluation des risques liés à l'imidaclopride pour les invertébrés aquatiques.

* Le biais de formulation désigne un effet toxicologique accru dû à des composants de formulation du produit autres que le principe actif.

1.2.2 Choix du modèle

Commentaire 13 (ECCC) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

ECCC demande des éclaircissements sur les raisons pour lesquelles ETX a été choisi pour calculer les valeurs CD_5, au lieu de SSDMaster, un logiciel d'établissement des DSE dans le domaine public qu'emploie le CCME pour établir les recommandations pour la qualité de l'eau.

Réponse de Santé Canada

Il existe de nombreux logiciels d'établissement des DSE disponibles dans le commerce ou dans le domaine public, chacun reposant sur des approches et des hypothèses différentes. ETX s'appuie sur une documentation statistique examinée par les pairs (Aldenberg et Jawarska, 2000) et est utilisé depuis longtemps par Santé Canada pour toutes ses analyses des DSE, afin d'assurer la cohérence des décisions réglementaires.

Commentaire 14 (ECCC) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

ETX est un programme d'établissement des DSE fourni par RIVM (Netherlands National Institute for Public Health and the Environment; Vlaardingen et al., 2004), qui utilise l'appariement des moments pour l'estimation des critères d'effet. L'appariement des moments ne permet pas de traiter des données censurées (Kon Kam King et al., 2014).

Réponse de Santé Canada

Santé Canada reconnaît qu'ETX n'est pas conçu pour tenir compte des données censurées (c'est-à-dire que le logiciel ETX traite les valeurs des critères d'effet comme étant définitives). Jusqu'à présent, il est courant d'inclure les valeurs des critères d'effet censurées dans les DSE, malgré les limitations du logiciel. Il est possible d'inclure des valeurs censurées selon les recommandations du CCME (2007) et de l'EFSA (2013). Diverses instances ont adopté des approches différentes en matière de critères d'inclusion des valeurs censurées. Comme les DSE sont censées refléter la variabilité de la sensibilité des espèces, il est souhaitable de tenir compte des espèces pour lesquelles les critères d'effet censurés se situent à l'extérieur des plages de critères d'effet définitifs. Santé Canada n'a pas encore entièrement examiné les logiciels statistiques existants qui tiennent compte des valeurs censurées dans les DSE. Santé Canada procédera ultérieurement à une analyse approfondie des logiciels disponibles.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique 2007. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique.

EFSA (Autorité européenne de sécurité des aliments). 2013. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (PPR). EFSA Journal 11(7): 3 290. https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2903/j.efsa.2013.3290

Commentaire 15 (ECCC) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Dans un souci d'harmonisation et pour éviter toute confusion potentielle avec les recommandations du CCME, ECCC souhaite informer l'ARLA d'un nouveau programme d'établissement des DSE écrit en langage R (Thorley et Schwarz, 2018), disponible à : https://poissonconsulting.shinyapps.io/ssdtools/. Ce programme utilise l'estimation du maximum de vraisemblance (EMV) pour estimer les paramètres, il fournit une approche fondée sur la moyenne des modèles pour calculer les CD_5 et il peut traiter les données censurées. L'ARLA pourrait envisager d'utiliser ce programme pour ré-établir ses DSE, car ECCC et le CCME l'adopteront probablement pour élaborer de futures recommandations et lignes directrices. ECCC reconnaît que l'adoption de ces changements produira des CD_5 plus élevées. Toutefois, nous ne pensons pas que les révisions des CD_5 modifieront les conclusions de l'évaluation des risques pour ces deux pesticides, car les CD_5 ne sont qu'un ensemble de repères parmi d'autres utilisés par l'ARLA dans son approche fondée sur le poids de la preuve pour évaluer les risques.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada a procédé à un examen rapide de l'application DSE développée par Poisson Consulting (ssdtools). L'ARLA procédera ultérieurement à un examen plus poussé de ce logiciel et d'autres logiciels de DSE récemment élaborés ou mis à jour.

1.2.3 DSE pour l'exposition aiguë

Santé Canada a reçu des commentaires d'ECCC concernant la CD_5 aiguë provenant d'une DSE ajustée. Les commentaires portaient sur trois points : l'inclusion de valeurs non limitées (censurées), l'ensemble de données minimum requis pour établir des lignes directrices basées sur les DSE, et la validité de certains critères d'effet inclus dans la DSE.

Commentaire 16 (ECCC) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

ECCC note que 5 valeurs non limitées [c'est-à-dire quatre censurées à gauche (avec le symbole « < ») et une censurée à droite (« > »)] et trois valeurs non limitées [censurées à gauche] ont été incluses dans la DSE à court terme en tant que valeurs discrètes pour la clothianidine et le thiaméthoxame, respectivement. Le CCME (2007) ne soutient pas l'inclusion de données censurées à gauche, mais autorise les données censurées à droite lorsqu'il s'agit des seules données disponibles pour une espèce. ECCC recommande de remplacer les données censurées à gauche par les données discrètes ou censurées à droite qui sont disponibles dans l'annexe III des documents PSRD2018-01 et PSRD2018-02.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada reconnaît les incertitudes associées à l'inclusion de critères d'effet censurés dans les DSE. Dans le cas des données censurées à gauche (c'est-à-dire les critères d'effet inférieurs à la concentration minimale d'essai), le critère d'effet toxicologique réel devrait être inférieur, et donc plus prudent, que la valeur censurée issue de l'étude. Dans le cas des données censurées à droite (c'est-à-dire les critères d'effet supérieurs à la concentration maximale d'essai), le critère d'effet toxicologique réel devrait être supérieur, et par conséquent être moins prudent que la valeur censurée calculée. Contrairement aux recommandations du CCME (2007), Santé Canada est favorable à l'utilisation de données censurées à gauche lorsqu'elles représentent les critères d'effet dénotant la plus grande sensibilité pour les espèces en cause. Comme l'a noté l'EFSA (2013) dans ses critères de sélection des données à utiliser dans les DSE, bien que l'utilisation de critères d'effet censurés devrait être évitée si possible, l'exclusion de ces données pourrait entraîner une perte d'informations précieuses.

Commentaire 17 (ECCC et Valent Canada Inc.) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Santé Canada a reçu des commentaires d'ECCC et de Valent Canada Inc. concernant la pertinence d'utiliser la CL_{50} sur 7 jours de 1,65 µg p.a./L pour *Hyalella* comme critère d'effet aigu dans l'évaluation des risques posés par la clothianidine. Tous deux ont fait valoir qu'il n'est pas approprié d'inclure une période d'exposition différente dans la détermination de la CD_5. Valent a suggéré que pour l'évaluation des risques aigus, il serait approprié de baser les données de toxicité sur des schémas d'exposition de 48 et 96 heures, comme il est indiqué dans les directives connexes (par exemple les lignes directrices de l'OCDE et de l'OCSPP). ECCC a noté qu'en raison de la différence des périodes d'exposition, il y aurait lieu de supprimer ce critère d'effet des moyennes géométriques pour *H. azteca* et d'utiliser seulement les valeurs CE_{50} sur 96 heures.

Réponse de Santé Canada

Dans les PSRD pour la clothianidine et le thiaméthoxame, Santé Canada a tenu compte des résultats de l'exposition sur 7 jours d'*H. azteca* dans l'évaluation des risques aigus. Cependant, Santé Canada convient que pour éliminer toute influence potentielle d'une durée d'exposition prolongée sur la variabilité observée dans la sensibilité des espèces aux doses d'exposition aiguë, Santé Canada a limité les DSE aux résultats provenant des périodes d'exposition de 48 à 96 heures. Dans le cadre d'une évaluation des risques aigus, cela permet de comparer la valeur CD_5 aux CEE maximales dans les eaux de surface, tandis que les résultats d'une exposition subchronique sur 7 jours peuvent être comparés aux CEE établies au cours d'une période similaire.

Commentaire 18 (ECCC) – PSRD2018-02

ECCC a noté que différentes périodes d'exposition ont été utilisées dans les calculs des moyennes géométriques pour le thiaméthoxame et a recommandé ce qui suit :

- Pour *Aedes aegypti*, ECCC recommande de retirer la CL_{50} sur 72 heures et d'utiliser la CL_{50} sur 24 heures (c'est-à-dire 183 µg/L) afin de représenter la toxicité aiguë pour cette espèce.
- Pour les espèces du genre *Cloeon*, ECCC recommande de retirer la CL_{50} sur 96 heures et d'utiliser la CL_{50} sur 48 heures (c'est-à-dire 14 µg/L) afin de représenter la toxicité aiguë pour cette espèce.
- Pour *C. dipterum*, ECCC recommande de retirer le critère d'effet de 96 heures et de recalculer la moyenne géométrique en utilisant les deux valeurs CE_{50} sur 48 heures restantes pour cette espèce.

Réponse de Santé Canada

En ce qui concerne la DSE aiguë pour le thiaméthoxame, ECCC recommande d'exclure les critères d'effet de plus longue durée pour trois espèces (*A. aegypti*, *Cloeon* sp. et *C. dipterum*), lorsqu'on dispose de critères d'effet provenant d'expériences de plus courte durée. Toutes les études avec ces espèces ont été menées sur des périodes de 24 à 96 heures. Pour prendre une décision réglementaire finale, Santé Canada a inclus les critères d'effet sur 48 à 96 heures seulement dans la DSE aiguë pour le thiaméthoxame afin de minimiser la variabilité potentielle des réponses de toxicité en raison des durées d'exposition.

Des études en laboratoire sur les néonicotinoïdes ont fourni des indications de mortalité différée chez des espèces d'invertébrés. Par exemple, Russo *et al*. (2018; n° de l'ARLA 2978128) ont observé une diminution des taux de survie quotidiens (valeurs CL_{50}) du moustique *Culex pipiens* lors d'une exposition aiguë à la clothianidine pendant 144 heures. Par conséquent, les risques basés sur les résultats supplémentaires de toxicité provenant d'études de toxicité aiguë sur 24 heures ou 7 jours ont été évalués séparément.

1.2.4 DSE pour l'exposition chronique

Santé Canada a reçu des commentaires de divers intervenants concernant les DSE avec valeurs CD_5 chroniques présentées dans les PSRD sur la clothianidine et le thiaméthoxame. Les commentaires portaient sur les points suivants :

- la validité des critères d'effet inclus dans les DSE;
- le nombre minimal de critères d'effet pour les espèces incluses dans la détermination de la DSE;
- l'inclusion d'espèces sensibles et insensibles dans la même DSE.

Commentaire 19 (ECCC) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Il a été noté que certaines données de toxicité chronique récemment publiées par Raby *et al*. (2018) n'étaient pas incluses dans la DSE et qu'il pourrait être nécessaire de rapprocher les données de Raby *et al*. (2018) et de Cavallaro *et al*. (2017) qui sont inférieures d'un ordre de grandeur, peut-être en raison de différences dans les procédures.

Réponse de Santé Canada

Les données de toxicité chronique récemment publiées par Raby *et al*. (2018b, 2018c et 2018d) ont été prises en compte dans la décision d'examen spécial. Des commentaires sur la validité et l'utilisation de l'étude de Cavallaro *et al*. (2017) sont présentés dans la section 1.1.1 ci-dessus.

Commentaire 20 (ECCC) – PSRD2018-01

ECCC note qu'il existe une grande incertitude quant à la CD_5 chronique pour la clothianidine (limite de confiance couvrant cinq ordres de grandeur), qui est fondée sur un ensemble de données limité (n = 5) se rapportant à des invertébrés seulement. ECCC recommande à l'ARLA de calculer sa valeur repère à long terme pour la clothianidine conformément à l'approche de type B2 en appliquant un facteur d'incertitude au critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité (CCME, 2007) :

- recommandation de type B2 = 0,002 µg p.a./L, d'après la CE_{20} sur 28 jours (émergence) chez *C. dilutus* (0,02 µg p.a./L) divisée par 10.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada est d'accord avec l'affirmation d'ECCC selon laquelle il existe une grande incertitude concernant la CD_5 chronique pour la clothianidine, comme en témoigne l'ampleur des limites de confiance entourant la CD_5. Les objectifs actuels de Santé Canada en matière de protection contre l'exposition chronique de la faune ne nécessitent pas l'application de facteurs de sécurité supplémentaires aux critères d'effet chroniques. Par conséquent, le facteur de sécurité recommandé de 10, utilisé dans l'approche du CCME, n'est pas requis. Étant donné l'absence d'un ensemble de données suffisant pour l'établissement d'une DSE chronique pour la clothianidine, Santé Canada n'a pas généré de valeur CD_5 pour l'évaluation révisée des risques chroniques en vue de sa décision

réglementaire finale. Santé Canada a plutôt utilisé la moyenne géométrique des critères d'effet disponibles pour l'émergence de l'espèce la plus sensible, *C. dilutus*. Santé Canada révoque la CD_5 chronique présentée dans le PSRD2018-01 et n'a pas déterminé de CD_5 à l'appui de sa décision réglementaire finale.

Commentaire 21 (ECCC) – PSRD2018-02

ECCC note que la DSE chronique pour le thiaméthoxame ne répond pas aux exigences du CCME (2007) concernant une recommandation de type A. Toutefois, ECCC reconnaît que les poissons sont relativement insensibles aux néonicotinoïdes et il soutient l'approche proposée pour la DSE basée sur les données concernant les invertébrés uniquement. Bien que l'ensemble de données se rapportant aux invertébrés respecte la taille minimale d'échantillon (n = 7), ECCC indique qu'il existe une grande incertitude associée à la CD_5 chronique de l'ARLA, comme l'indiquent les limites de confiance espacées, qui couvrent quatre ordres de grandeur. Pour réduire l'incertitude observée, ECCC recommande que l'ARLA utilise les critères d'effet privilégiés par le CCME relativement à Cavallaro *et al*. (2017) (CE_{20} pour le rapport entre les sexes sur 40 jours = 0,31 µg p.a./L) et à ECCC (2017) (CE_{10} pour la croissance sur 28 jours = 71 µg p.a./L), à l'aide du programme de DSE écrit en langage R (ssdtools; Thorley et Schwartz, 2018). On obtient ainsi une CD_5 recommandée, d'après une distribution correspondant à la moyenne des modèles, de 0,1 µg p.a./L (intervalle de confiance à 95 % : 0,01 à 4,59 µg p.a./L) [meilleur ajustement : modèle LogGumbel].

Réponse de Santé Canada

Santé Canada n'a pas produit de CD_5 pour l'évaluation révisée des risques chroniques en vue de sa décision réglementaire finale concernant le thiaméthoxame, et continuera à se baser sur le critère d'effet acceptable en mésocosme de niveau supérieur, présenté dans le PSRD2018-02, pour prendre une décision réglementaire finale. Santé Canada révoque la CD_5 chronique présentée dans le PSRD2018-02 et n'a pas déterminé de CD_5 à l'appui de sa décision réglementaire finale.

Voir l'Évaluation scientifique du document SRD pour de plus amples détails.

Commentaire 22 (ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan) – PSRD2018-01

Le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan s'est dit préoccupé par le fait que la CD_5 chronique de 0,0015 µg p.a./L pour la clothianidine est inférieure de plus d'un ordre de grandeur à la valeur de référence de l'EPA, à savoir < 0,05 µg p.a./L, pour l'espèce la plus sensible (*C. dilutus*).

Réponse de Santé Canada

La valeur de référence de < 0,05 µg p.a./L de l'EPA est basée sur la CMEO établie par l'EPA pour une réduction de l'émergence de *C. dilutus*, d'après Cavallaro *et al*. (2017). Santé Canada a utilisé la CE_{20} de 0,020 µg p.a./L basée sur la régression de l'émergence de *C. dilutus* d'après cette même étude pour calculer la CD_5 chronique de 0,0015 µg p.a./L présentée dans le PSRD2018-01. Comme il n'a pas été possible d'établir une CSEO fiable

en raison d'effets importants à la dose minimale de traitement de 0,046 µg p.a./L et parce qu'une CE_{20} acceptable a été calculée, Santé Canada considère que l'utilisation du critère d'effet basé sur la régression est appropriée pour cette étude. Toutefois, en raison des incertitudes liées à la DSE chronique, la valeur CD_5 n'a pas servi aux fins du projet de décision réglementaire.

Commentaire 23 (Valent Canada Inc. et Bayer CropScience) – PSRD2018-01

Valent Canada Inc. et Bayer CropScience ont toutes deux indiqué que la DSE chronique pour la clothianidine, basée sur cinq critères d'effet, ne peut pas être utilisée dans un cadre réglementaire d'évaluation des risques. Bayer CropScience soutient que la justification fournie par Santé Canada au sujet du petit ensemble de données était basée sur l'étude de Belanger *et al*. (2017) et repose sur une mauvaise interprétation apparente de cette étude, où l'on indique les exigences minimales de deux organismes de réglementation (de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande) dans des circonstances très limitées, qui ne s'appliquent pas ici (c'est-à-dire que les cinq espèces proviennent d'un minimum de quatre phylums, ce qui n'était pas le cas pour la clothianidine). Afin d'avoir la certitude qu'un critère d'effet fondé sur la DSE assure la protection des organismes qu'il est censé protéger, il doit inclure un nombre minimal de critères d'effet propres à différentes espèces, comme cela est défini par les cadres actuels des autorités réglementaires de par le monde. Valent a suggéré que Santé Canada suive les lignes directrices de l'EFSA sur l'évaluation des risques pour les organismes aquatiques (EFSA, 2013), qui exigent huit critères d'effet toxicologique pour différentes espèces des groupes taxonomiques pertinents lors d'une analyse de la DSE chez les invertébrés afin d'établir une valeur CD_5. Lorsque le nombre d'ensembles de données toxicologiques est inférieur à huit, une valeur moyenne géométrique devrait être utilisée conformément aux orientations de l'EFSA. Une valeur de toxicité moyenne géométrique pour chaque espèce devrait également être utilisée lorsque deux ou plusieurs valeurs sont disponibles pour la même espèce.

Bayer CropScience recommande en outre que Santé Canada prenne en compte toutes les données fiables concernant *C. dilutus* dans l'évaluation, ce qui peut nécessiter l'utilisation d'une moyenne géométrique des critères d'effet provenant de plusieurs études pour cette espèce.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada reconnaît que des incertitudes importantes sont associées à l'ensemble de données limité pour la DSE chronique de la clothianidine et, par conséquent, n'a pas utilisé la CD_5 chronique aux fins de son projet de décision réglementaire (PSRD2018-01). Les incertitudes portaient notamment sur le nombre limité d'espèces et sur la combinaison des critères d'effet (mortalité, reproduction et émergence). En conséquence, Santé Canada révoque la CD_5 chronique présentée dans le PSRD2018-01 et n'a pas déterminé de CD_5 à l'appui de sa décision réglementaire finale.

Santé Canada convient qu'une moyenne géométrique devrait être déterminée lorsque deux ou plusieurs critères d'effet équivalents sont disponibles pour la même espèce. Cette approche est couramment utilisée pour construire des DSE et sera également utilisée dans les évaluations des risques lorsqu'une DSE ne peut être déterminée. Dans le cas de la

clothianidine, une moyenne géométrique de 0,12 µg p.a./L pour l'espèce la plus sensible (*C. dilutus*) sera prise en compte dans l'évaluation des risques (voir l'Évaluation scientifique pour de plus amples renseignements).

1.2.5 Inclusion des espèces sensibles et insensibles

Commentaire 24 (Bayer CropScience) – PSRD2018-01

Bayer CropScience a indiqué que les DSE ne devraient pas comprendre de résultats combinés pour des organismes sensibles et insensibles, que ce soit pour les distributions aiguës ou chroniques. Bayer affirme que dans le cas de la clothianidine, des distributions bimodales (DSE chronique) ou multimodales (DSE aiguë) sont évidentes, et des courbes de DSE séparées auraient dû être ajustées aux données pour les organismes sensibles et insensibles (tolérants) afin d'établir des seuils en vue de l'évaluation des risques.

Dans le cas de la clothianidine, *Daphnia magna* est une espèce insensible, et ne devrait pas être incluse dans la DSE avec les espèces sensibles (par exemple les insectes aquatiques), car son inclusion entraîne un mauvais ajustement de la courbe aux données, ce qui donne un critère d'effet artificiellement faible (concentration dangereuse au 5e centile, CD_5). Si on enlève le critère d'effet pour *D. magna*, on peut mieux ajuster la courbe aux critères d'effet pour les espèces sensibles, ce qui génère un critère d'effet plus robuste (CD_5) qui assure la protection des espèces sensibles, et qui protège également de manière inhérente les organismes moins sensibles comme *D. magna*.

Réponse de Santé Canada

L'ARLA n'envisage pas d'utiliser une DSE pour l'exposition chronique des invertébrés aquatiques à la clothianidine.

L'ARLA n'est pas favorable à ce que l'on retire *Daphnia* (ou d'autres espèces moins sensibles dont l'exposition s'avère nocive) de l'extrémité supérieure de la DSE aiguë pour la clothianidine, car l'ajustement de la courbe est acceptable d'après les résultats du test de normalité dans le logiciel ETX 2.1. La CD_5 aiguë résultante de 1,5 µg p.a./L est près du critère d'effet aigu le plus faible pour *Graphoderus fascicollis* (CL_{50} sur 48 heures = 2,0 µg p.a./L).

1.3 Évaluation du devenir dans l'environnement

Commentaire 25 (Syngenta) – PSRD2018-02

Syngenta Canada Inc. a soumis à l'examen de Santé Canada deux études sur la dégradation du thiaméthoxame dans les sols en laboratoire et à l'extérieur.

Hilton, M.J., S.N. Emburey, P.A. Edwards, C. Dougan and D.C. Ricketts. 2018. The route and rate of thiamethoxam soil degradation in laboratory and outdoor incubated tests, and field studies following seed treatments or spray application. Pest Manage. Sci. DOI 10.1002/ps.5168. N^{o} de l'ARLA 2935275.

Herrchen, M. 2015. Thiamethoxam – Aerobic Soil Metabolism of ^{14}C-thiamethoxam (Foliar Applied). Final Report. CODO : 8.2.3.4.2. N^{o} de l'ARLA 2935274.

Réponse de Santé Canada

L'étude publiée par Hilton *et al.* (2018) présente les taux de dissipation du thiaméthoxame en conditions aérobies dans un certain nombre de sols en laboratoire (c'est-à-dire dans des études faites selon la ligne directrice n° 307 de l'OCDE), en conditions semi-naturelles (c'est-à-dire dans des carottes de sol conservées à l'extérieur) et sur le terrain (produit appliqué comme solution de pulvérisation ou traitement des semences). L'étude non publiée de Herrchen (2015) est un rapport du titulaire portant sur des études réalisées selon la ligne directrice n° 307 de l'OCDE et comprises dans l'article de Hilton *et al*. (2018). Les valeurs de TD_{50} rapportées pour les différents types de sols étaient similaires aux fourchettes inférieures de celles qui avaient été précédemment prises en compte dans l'examen du devenir environnemental du thiaméthoxame et utilisées pour modéliser les CEE dans les eaux de surface (PSRD2018-02).

À la suite de la publication du PSRD2018-02, Santé Canada a reçu une quantité importante de nouvelles données sur la surveillance des concentrations de thiaméthoxame dans les eaux de surface canadiennes, et le Ministère les a prises en compte dans la décision finale. Les données révisées portant sur la dissipation du thiaméthoxame en conditions aérobies dans le sol ont été prises en considération, le cas échéant, dans l'évaluation des risques pour la décision réglementaire finale.

1.4 Évaluation des études de modélisation de l'eau

Commentaire 26 (Conseil canadien du canola, Alberta Canola Producers Commission et Saskatchewan Canola Development Commission) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Dans un commentaire sur l'évaluation par Santé Canada des études de modélisation de l'eau, on indiquait que l'ARLA doit tenir compte des incertitudes entourant l'utilisation du modèle Pesticides in Water Calculator (PWC). On a fait remarquer que Xie *et al*. (2018) ont montré que le modèle PWC surestime la concentration de pesticides dans les plans d'eau lentiques (qui ne s'écoulent pas) et lotiques (qui s'écoulent). Xie *et al*. (2018) ont démontré que le modèle peut simuler d'assez près la plus élevée des concentrations maximales dans un étang agricole sur une période de 30 ans, mais qu'il surestime la plus élevée des concentrations maximales dans les scénarios qui utilisent tout autre plan d'eau. On a également suggéré que si les auteurs avaient utilisé l'ensemble des données de surveillance et pas seulement les concentrations maximales, la surestimation par le modèle aurait été beaucoup plus importante. Cela n'est pas surprenant, car le modèle a été conçu pour fournir des résultats prudents et protecteurs.

On a avancé que Santé Canada n'avait décrit aucune des incertitudes ni le caractère prudent du modèle PWC et semblait accorder plus de poids aux données du modèle PWC par rapport aux données de surveillance obtenues en 2017 et les années précédentes. Il y a certainement des faiblesses et des incertitudes dans l'ensemble des données de surveillance, mais il s'agit de concentrations qui ont été mesurées sur le terrain par opposition aux concentrations simulées par un modèle dont on sait qu'il surestime les concentrations de plusieurs ordres de grandeur.

Les auteurs du commentaire ont suggéré que l'ARLA fournisse des orientations sur les données nécessaires pour générer un ensemble de données de surveillance robuste, qui réduirait l'incertitude dans l'évaluation des risques, car le fait de tirer des conclusions sur les risques à partir des données générées par le modèle PWC introduit un degré d'incertitude relativement important.

Xie, Y., Luo, Y., Singhasemanon, N., Goh, K. 2018. Regulatory modelling of pesticide aquatic exposures in California's agricultural receiving waters. Journal of Environmental Quality.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada reconnaît le caractère prudent de la modélisation par PWC, qui vise à protéger la santé humaine et l'environnement. Certaines des hypothèses prudentes sont systématiques, comme celles qui sont intégrées dans les scénarios de modélisation ou celles qui sont liées au choix des plans d'eau modélisés. À l'inverse, d'autres sont propres au composé ou au profil d'emploi modélisé. Par exemple, les hypothèses prudentes peuvent être liées aux incertitudes dans les données sur le devenir ou aux pratiques agronomiques variables d'une région à l'autre.

Santé Canada utilise à la fois la modélisation informatique et les données de surveillance disponibles pour estimer la probabilité d'exposition potentielle des organismes aquatiques aux pesticides présents dans l'eau. Pour cette décision finale d'examen spécial, Santé Canada a préféré utiliser les données de surveillance dans l'évaluation des risques. Les résultats obtenus par modélisation ont été utilisés pour les régions où les données de surveillance n'étaient pas disponibles.

L'ARLA compte actuellement sur les ministères et organismes fédéraux, provinciaux et municipaux, ainsi que sur les chercheurs, pour obtenir des données de surveillance des eaux. Compte tenu des paramètres de prudence décrits ci-dessus, les concentrations obtenues par modélisation sont généralement considérées comme des estimations de la limite supérieure. Il est entendu qu'un solide ensemble de données de surveillance fournit une image plus réaliste de l'exposition potentielle. Des données de surveillance solides sur les résidus de pesticide présents dans les plans d'eau peuvent éclairer de manière importante les évaluations des risques.

Les incertitudes associées aux données de surveillance dont disposait Santé Canada avant la publication de ses projets de décision sur la clothianidine, le thiaméthoxame et l'imidaclopride ont été exposées dans les documents PSRD2018-01, PRSD2018-02 et PRVD2016-20. Afin que les données de surveillance soient plus utiles pour Santé Canada, le Ministère a présenté de l'information sur les paramètres requis aux membres du Groupe de travail sur la surveillance environnementale du Forum multilatéral d'Agriculture et Agroalimentaire Canada. Depuis la publication des projets de décision, une grande quantité de données de surveillance des eaux provenant de plusieurs provinces du Canada ont été produites et soumises à l'ARLA.

Les nouvelles données de surveillance sont robustes, de haute qualité et dissipent de nombreuses incertitudes soulevées précédemment par Santé Canada. Elles ont largement contribué à la mise à jour des évaluations des risques.

Commentaire 27 (ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan) – PSRD2018-01

Le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan est d'accord avec la déclaration suivante de l'ARLA dans les PSRD : *« les CEE générées sont susceptibles d'être plus élevées que les concentrations réelles présentes dans les plans d'eau »*. Des points ont été soulevés concernant les intrants de modélisation, notamment les intrants suivants :

- *Demi-vie de photolyse (jour) – Le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan a noté que la demi-vie de photolyse est mesurée à 33,45° de latitude, ce qui correspond à la frontière Arkansas-Louisiane (États-Unis). Comme la principale voie de dissipation de la clothianidine (et du thiaméthoxame) est la photolyse, la longueur de la journée contribue fortement à cet effet.*
    - *La longueur de la journée à 33,45° est de 13 heures 52 minutes.*
    - *La longueur de la journée (en juin à Regina), représentant la latitude la plus méridionale associée à l'utilisation du pesticide pour le traitement des semences dans les Prairies canadiennes, est de 16 heures 26 minutes.*
    - *La longueur de la journée (en juin à High Level, en Alberta), près de la limite nord de la zone de production du canola, est de 18 heures 20 minutes.*
    - *Voir Forsythe et al. (Ecological Modelling 80.1 [1995]: 87-95).*
- *L'EPA (EFED Risk Assessment for the Seed Treatment of Clothianidin 600FS on Corn and Canola [PC Code 044309; DP Barcode D278110]) a constaté une dégradation métabolique de la clothianidine en milieu aquatique anaérobie avec une demi-vie de 14 jours. Le modèle de l'EPA est en accord avec les conclusions de Bayer CropScience en ce qui concerne ses travaux réalisés en 2018 avec le Groupe de travail sur la surveillance environnementale (communication personnelle de D. Dyer). On ne voit pas clairement pourquoi l'ARLA a utilisé 18,5 jours dans le modèle.*
- *Nous demandons que les modèles soient réexaminés avec des intrants environnementaux pertinents.*

Réponse de Santé Canada

L'intrant du modèle pour la phototransformation en milieu aqueux était une demi-vie de 0,6 jour basée sur l'intensité lumineuse à Phoenix (Arizona), qui se trouve à une latitude de 33,45° N (comme il est indiqué dans l'étude originale de l'ARLA nº 1194126). La version actuelle du logiciel PWC ajuste la demi-vie à une latitude par défaut de 40° N. Lorsque la valeur est ajustée pour tenir compte de la latitude, le modèle ajustera en plus la valeur pour tenir compte de l'atténuation de la lumière dans la colonne d'eau. Ce dernier ajustement a un effet plus important sur la photodégradation que l'ajustement de la latitude.

Cependant, il est important de noter que le modèle PWC suppose le même taux de phototransformation pendant toute l'année, sans tenir compte des variations de l'intensité lumineuse au fil du temps. Bien que cela puisse être perçu au départ comme une sous-estimation de la phototransformation en été (comme il est indiqué dans le commentaire), la phototransformation en hiver est probablement surestimée. En outre, le modèle n'ajuste pas la demi-vie pour tenir compte de la couverture nuageuse, ce qui favorise encore plus la phototransformation. Compte tenu de toutes les considérations ci-dessus, la demi-vie utilisée dans la modélisation est jugée raisonnable aux fins de l'évaluation des risques.

La demi-vie en milieu anaérobie de 18,5 jours à 20 °C a été calculée à l'aide des outils standards de dégradation cinétique de l'ARLA, conformément aux orientations de l'ALENA établies initialement en 2011 (https://www.epa.gov/pesticide-science-et-assessing-pesticide-risks/standard-operating-procedure-using-nafta-guidance). Ce calcul a été vérifié et confirmé comme étant correct. Une analyse de sensibilité a été réalisée pour évaluer l'incidence d'une valeur plus courte sur les résultats de la modélisation.

Les résultats montrent que les CEE dans la colonne d'eau et l'eau interstitielle des sédiments seraient réduites respectivement de ~ 2 % et ~ 6 % si la demi-vie plus courte était utilisée dans la modélisation. Ces changements n'auraient pas d'incidence sur les conclusions de l'évaluation des risques. Une révision complète de la modélisation des eaux de surface n'a pas été effectuée en vue de la décision réglementaire finale.

1.5 Évaluation de la surveillance des eaux

1.5.1 Recommandation concernant le programme de surveillance des eaux

Commentaire 28 (Conseil canadien du canola, Alberta Canola Producers Commissions, Saskatchewan Canola Development Commission, Pulse Canada et Producteurs de grains du Québec) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Un certain nombre de commentateurs ont indiqué que Santé Canada devrait fournir des conseils utiles pour orienter les programmes de surveillance des eaux afin que les échantillons soient prélevés aux intervalles appropriés, avec les données auxiliaires nécessaires.

Pulse Canada a en outre suggéré que l'on établisse un cadre pancanadien de surveillance des eaux, cohérent et financé par les pouvoirs publics, couvrant d'autres pesticides et contaminants préoccupants en zone urbaine. Cette organisation a reconnu que même si Santé Canada n'a pas comme mandat d'élaborer ou de recueillir des données de surveillance des eaux, l'ARLA s'appuie sur ce type de données pour prendre des décisions éclairées.

Les Producteurs de grains du Québec ont suggéré que la mise en œuvre d'un protocole de surveillance harmonisé dans les différentes régions du Canada, avec un échantillonnage des plans d'eau trois fois par semaine comme cela se fait au Québec, permettrait d'estimer plus précisément les concentrations de pesticides dans les plans d'eau et de réunir des données recueillies de manière cohérente et représentatives de toutes les régions du Canada. Les Producteurs de grains du Québec ont également déclaré qu'une fréquence d'échantillonnage de trois fois par semaine permet la mesure des concentrations maximales. De plus, font-ils valoir, la période d'exposition dans les études de toxicité aiguë en laboratoire prises en compte dans les DSE est supérieure à deux jours.

Réponse de Santé Canada

En janvier 2017, Santé Canada a fourni des documents d'orientation sur les données de surveillance des néonicotinoïdes aux membres du Groupe de travail multipartite sur la surveillance environnementale d'Agriculture et Agroalimentaire Canada. De même, des

orientations concernant les limites de détection ont été présentées aux membres du groupe de travail en mars 2018. Santé Canada a discuté de la planification et des résultats des programmes particuliers de surveillance des eaux pour les saisons 2018 et 2019 avec les diverses parties intéressées, notamment les entreprises titulaires, les gouvernements provinciaux et des organisations comme le Conseil canadien du canola, par l'entremise de conférences téléphoniques, de courriels et de réunions en personne.

Santé Canada reconnaît qu'une fréquence d'échantillonnage accrue augmente la probabilité de mesurer les concentrations maximales dans les plans d'eau. À quelques exceptions près, comme les programmes de surveillance au Québec, les programmes d'échantillonnage consistent généralement en un échantillonnage hebdomadaire ou bihebdomadaire, qui sont mieux adaptés pour estimer les degrés d'exposition à long terme. L'incertitude dans l'estimation des concentrations de pointe à partir des données de surveillance, par rapport aux risques aigus liés à l'exposition à la clothianidine ou au thiaméthoxame, est examinée à la section 1.4.4 (Incertitudes relevées dans l'évaluation des risques – Surveillance).

Santé Canada est favorable à un cadre de surveillance pancanadien pour l'obtention de données de surveillance sur les pesticides dans les plans d'eau afin d'éclairer ses décisions réglementaires. Santé Canada collabore avec les intervenants, Agriculture et Agroalimentaire Canada et Environnement et Changement climatique Canada pour élaborer le cadre d'un programme national de surveillance des eaux.

1.5.2 Limites de déclaration

Commentaire 29 (Alberta Seed Processors, Valent Canada Inc., Saskatchewan Association of Rural Municipalities et Grain Farmers of Ontario) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Des commentaires ont été reçus concernant l'utilisation de la moitié de la limite de détection (LD) lorsque la clothianidine ou le thiaméthoxame n'ont pas été détectés dans un échantillon. Alberta Seed Processors a estimé qu'en utilisant cette méthode, les données présentées dans les PSRD sont une fausse représentation des données recueillies, car un échantillon sans détection devrait être présenté comme valeur nulle.

Valent a indiqué que pour qu'une évaluation des risques soit scientifiquement fondée, il est inévitable que la méthode d'analyse utilisée aux fins de surveillance fasse en sorte que l'on mesure la clothianidine dans les plans d'eau réels aux concentrations critiques requises pour une évaluation précise. Dans le cas de la clothianidine, la LD pour la surveillance devrait idéalement être fixée à une concentration inférieure à la CD_5 chronique de 0,0015 µg/L. Cependant, en « assignant la moitié de la limite de détection aux échantillons sans détection » dans cette évaluation, de nombreuses concentrations indiquées se trouvent à être supérieures à la CD_5, compte tenu des LD indiquées. Valent estime que cela est trompeur, car ces concentrations ont été utilisées tout au long du processus d'évaluation pour déterminer l'absence de risque acceptable par rapport au niveau préoccupant (CD_5 = 0,0015 µg p.a./L). Valent suggère que chaque échantillon sans détection, dans les études de surveillance avec une LD dépassant 0,005 µg p.a./L, devrait être décrit dans une note de bas de page avec la mention « données non fiables pour une évaluation précise », et être retiré de l'évaluation des risques. Le ratio de données omises devrait être clarifié dans le document.

Dans le même ordre d'idées, Grain Farmers of Ontario a demandé des précisions sur la manière dont les ensembles de données de surveillance des eaux étaient pris en compte dans l'évaluation des risques posés par la clothianidine, étant donné que la CD_5 chronique était égale ou inférieure à la LD dans plusieurs des programmes de surveillance des eaux de surface.

La Saskatchewan Association of Rural Municipalities a également fait part de ses préoccupations quant à l'utilisation de la moitié de la LD pour les échantillons sans détection (et donc sans résidus) et se demande pourquoi ce pourcentage a été établi dans le Document de principe SPN2004-01 de Santé Canada, *Estimation de la concentration de pesticides dans l'eau dans le cadre de l'évaluation de l'exposition par le régime alimentaire*, pour interpréter les échantillons sans détection dans les ensembles de données de surveillance.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada attribue couramment une valeur correspondant à la moitié de la LD aux échantillons dans lesquels aucune concentration n'est détectée. Cette méthode est également utilisée ailleurs dans le monde pour analyser les données de surveillance des eaux. Santé Canada reconnaît que cela peut conduire à une surestimation de l'exposition, mais l'approche est jugée prudente et assure la protection de la population canadienne et de son environnement.

Les limites analytiques de tous les programmes de surveillance pris en compte dans les décisions finales d'examen spécial sont bien inférieures aux critères d'effet toxicologique de la clothianidine et du thiaméthoxame. Ainsi, des concentrations estimées supérieures au niveau préoccupant ne sont plus attribuées aux échantillons exempts de néonicotinoïdes détectés.

1.5.3 Considérations régionales

Santé Canada a reçu plusieurs commentaires concernant les différences régionales au Canada et la manière dont elles peuvent influer sur les concentrations détectées dans les plans d'eau.

Commentaire 30 (Saskatchewan Association of Rural Municipalities) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

La modélisation des CEE a exclu les données de l'Alberta, et les ensembles de données de la Saskatchewan et du Manitoba manquaient d'informations sur les cultures et l'utilisation des néonicotinoïdes dans les bassins hydrographiques, ce qui, selon l'ARLA, « … a limité notre capacité d'établir un lien entre les concentrations observées et une utilisation particulière, [et] une comparaison site par site des niveaux de précipitations avec les moyennes historiques sur 30 ans a été réalisée et a démontré que les niveaux de précipitations étaient inhabituellement faibles ». La Saskatchewan Association of Rural Municipalities n'est pas à l'aise avec cette méthode déficiente et les données de niveau inférieur qui ont été utilisées par l'ARLA pour proposer ses décisions concernant la clothianidine et le thiaméthoxame.

Réponse de Santé Canada

Les CEE dues au ruissellement de la clothianidine et du thiaméthoxame dans les Prairies ont été caractérisées par une modélisation de l'utilisation de ces néonicotinoïdes sur plusieurs cultures avec des scénarios régionaux et des données météorologiques pour le Manitoba et la Saskatchewan. Les résultats de la modélisation ont également été jugés représentatifs des conditions et de l'utilisation des néonicotinoïdes en Alberta. Au moment du projet de décision, les données de surveillance disponibles pour la région des Prairies comportaient des incertitudes considérables. Depuis la publication des projets de décision d'examen spécial, Santé Canada a reçu une grande quantité de données de surveillance pour 2018 et 2019 sur les concentrations de néonicotinoïdes dans les plans d'eau des zones agricoles du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta. Les données de surveillance et les informations auxiliaires soumises, qui comprenaient des renseignements sur l'utilisation des terres et les précipitations, ont été prises en compte dans l'évaluation révisée concernant les examens spéciaux de la clothianidine et du thiaméthoxame.

Commentaire 31 (Alberta Seed Processors, Grain Farmers of Ontario, Producteurs de grains du Québec et Saskatchewan Pulse Growers) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Un certain nombre d'intervenants se sont inquiétés du fait que Santé Canada a extrapolé les résultats de la surveillance des eaux dans tout le pays. Ils ont fait remarquer que les pratiques culturales, les pesticides utilisés et les conditions météorologiques varient fortement d'une région à l'autre du Canada. Grain Farmers of Ontario a indiqué que l'énoncé suivant rédigé par Santé Canada dans le PSRD est sujet à caution et ne devrait pas être fait sans tenir compte de la variabilité des conditions du site, qui peut être influencé par de multiples conditions environnementales.

> *« Dans les régions où la clothianidine est utilisée et où il n'y a pas suffisamment de données de surveillance, il n'y a aucune raison de croire que les profils de détection seraient différents par rapport à ceux qui ont été observés dans les régions pour lesquelles on dispose de données de surveillance. »*

Réponse de Santé Canada

Santé Canada reconnaît les différences dans les pratiques culturales et les conditions environnementales entre l'est et l'ouest du Canada. En l'absence de données de surveillance suffisantes pour tenir compte de ces différences au stade du projet de décision, Santé Canada a utilisé les données disponibles et a formulé des hypothèses prudentes concernant les concentrations potentielles de néonicotinoïdes dans les plans d'eau du Canada. Depuis la publication des projets de décision d'examen spécial, Santé Canada a reçu une grande quantité de données de surveillance sur les concentrations de néonicotinoïdes dans les plans d'eau des zones agricoles partout au Canada pour 2018 et 2019. Les données de surveillance et les informations auxiliaires soumises, qui comprenaient des renseignements sur l'utilisation des terres et les précipitations, ont été prises en compte dans l'évaluation révisée concernant les examens spéciaux de la clothianidine et du thiaméthoxame.

Commentaire 32 (ministère de l'Agriculture de la Colombie-Britannique) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Le ministère de l'Agriculture de la Colombie-Britannique suggérait que les données générées pour l'imidaclopride en 2017 et 2018 soient utilisées comme données de substitution pour la clothianidine et le thiaméthoxame, car cela représente deux années supplémentaires de données de qualité en Colombie-Britannique. Au cours de cette période d'échantillonnage de deux ans, on n'a détecté, dans les cinq bassins hydrographiques échantillonnés de la vallée de l'Okanagan, aucune concentration de néonicotinoïdes supérieure aux concentrations chroniques fixées par Santé Canada. En 2018, aucun néonicotinoïde n'a été détecté dans les échantillons d'eau prélevés.

Le ministère de l'Agriculture de la Colombie-Britannique soulignait que l'imidaclopride est le néonicotinoïde de choix utilisé dans la vallée de l'Okanagan. Le ministère faisait valoir qu'étant donné la similitude du devenir et du comportement dans l'environnement, comme il est indiqué dans les documents PRVD2016-20, PSRD2018-02 et PSRD2018-01, et parce que l'on sait que l'imidaclopride a été appliqué sur des cultures dans ces bassins hydrographiques, les résultats peuvent être appliqués à la clothianidine et au thiaméthoxame, comme valeurs de substitution. Par conséquent, comme aucune trace d'imidaclopride n'a été détectée dans les échantillons d'eau, le ministère de l'Agriculture de la Colombie-Britannique suggère que l'on fasse de même pour les autres néonicotinoïdes. Ces résultats indiquent que le profil d'emploi des néonicotinoïdes sur les cultures dans la vallée de l'Okanagan ne pose aucun problème dans le bassin hydrographique, et que l'homologation de ces pesticides devrait donc être maintenue pour les cultures de la vallée de l'Okanagan.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada reconnaît que l'utilisation des néonicotinoïdes peut varier selon les régions (c'est-à-dire que l'on utilisera de préférence la clothianidine, le thiaméthoxame ou l'imidaclopride dans certaines régions du pays). Il n'est pas habituel d'extrapoler les données de surveillance des eaux entre différents principes actifs, car le profil d'emploi varie d'un pesticide à l'autre (même s'ils appartiennent à la même famille de pesticides et que les paramètres de devenir sont similaires). De nombreux facteurs influent sur la présence d'un principe actif particulier dans les plans d'eau, notamment les conditions météorologiques et la topographie. Toutefois, d'après les concentrations d'imidaclopride observées dans les résultats de surveillance des eaux dans la vallée de l'Okanagan, on s'attend à ce que des résultats similaires soient observés si on utilisait la clothianidine ou le thiaméthoxame dans cette région. Il convient de noter que, jusqu'à la publication des décisions de réévaluation relatives aux pollinisateurs, les utilisations des néonicotinoïdes dans la vallée de l'Okanagan en Colombie-Britannique étaient principalement homologuées pour les vergers et les vignobles. Après la publication des décisions finales concernant les pollinisateurs pour la clothianidine, le thiaméthoxame et l'imidaclopride, l'utilisation de ces néonicotinoïdes sur les vergers a fait l'objet d'une révocation.

Commentaire 33 (ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan, Conseil canadien du canola, Alberta Canola Producers Commission, Saskatchewan Canola Development Commission et Team Alberta) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Un certain nombre d'intervenants ont fait part de leurs préoccupations concernant la décision de Santé Canada d'accorder moins d'importance aux données de surveillance de 2017, en raison de la faible quantité de précipitations.

Le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan a évalué les données sur les précipitations fournies par les stations météorologiques d'ECCC en cinq endroits de la Saskatchewan afin de déterminer s'il y avait eu des différences dans les précipitations globales d'une année à l'autre dans des régions généralement caractérisées par des régimes d'humidité différents. D'après son analyse, les années 2017 et 2018 n'ont pas été anormalement sèches dans toute la Saskatchewan. Ainsi, les données de surveillance des eaux pour cette période doivent être jugées valides et être entièrement prises en compte dans l'évaluation. À l'appui de ses commentaires sur l'acceptabilité des données de surveillance des eaux de 2017 et 2018 dans la province, le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan a inclus des résumés statistiques de ses comparaisons des précipitations, ainsi qu'une annexe sur la température de l'eau, le débit des cours d'eau, les précipitations, et la détection et les concentrations de néonicotinoïdes à plusieurs endroits en Saskatchewan.

Le Conseil canadien du canola, l'Alberta Canola Producers Commission, la Saskatchewan Canola Development Commission et Team Alberta ont demandé à Santé Canada de tenir compte des conditions climatiques réelles au Canada, dans lesquelles la clothianidine et le thiaméthoxame ont été utilisés depuis leur homologation. Ces intervenants ont indiqué qu'une grande partie de l'Ouest canadien connaît actuellement des conditions hydriques allant d'une sécheresse modérée à sévère. Cela a été le cas ces dix dernières années, au cours desquelles l'utilisation de la clothianidine et du thiaméthoxame s'est généralisée dans l'Ouest canadien.

Réponse de Santé Canada

Depuis la publication des projets de décision d'examen spécial, Santé Canada a reçu des données additionnelles de surveillance et des renseignements sur les précipitations pour la région des Prairies en 2018 et 2019, y compris les précipitations quotidiennes sur les sites d'échantillonnage ou aux stations météorologiques voisines, ainsi que des renseignements sur les précipitations normales sur 30 ans. Santé Canada a tenu compte de ces données dans l'évaluation révisée.

Dans l'ensemble, les niveaux de précipitations reçus dans les zones échantillonnées des Prairies canadiennes au cours des saisons de croissance 2018 et 2019 ont été considérés comme représentatifs d'une année type. Ainsi, les concentrations de néonicotinoïdes mesurées dans les plans d'eau à la suite du ruissellement dans les Prairies canadiennes en 2018 et 2019 devraient représenter les concentrations d'une année type.

Les données supplémentaires sur la surveillance et les précipitations pour les saisons de croissance 2018 et 2019 ont permis de lever les incertitudes précédemment constatées dans les données de 2017. Les données de surveillance des Prairies pour 2017, 2018 et 2019 ont été entièrement prises en compte dans l'évaluation révisée.

1.5.4 Durée de l'exposition chronique

Commentaire 34 (CropLife Canada et ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Des inquiétudes ont été soulevées concernant la comparaison des critères d'effet chroniques avec les concentrations maximales détectées dans les provinces des Prairies lorsque la fréquence d'échantillonnage n'était pas suffisante pour estimer des expositions comparables. Selon CropLife Canada, cette comparaison a entraîné une très mauvaise représentation des données de surveillance des eaux et une surestimation du risque, et on devrait comparer les concentrations d'un seul échantillon aux critères d'effet aigu, car ceux-ci représentent une courte durée d'exposition, alors que les concentrations moyennes devraient être comparées aux critères d'effet chroniques pour évaluer le risque sur une longue période.

En outre, le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan a souligné la nécessité de bien comprendre la durée de l'exposition lors de l'évaluation des effets par rapport à l'énoncé suivant que l'on trouve dans le PSRD2018-01 : *« Le niveau préoccupant chronique dans les plans d'eau stagnante et les plans d'eau courante principalement associés aux utilisations en traitement des semences dans les Prairies a été dépassé, mais il y avait une incertitude concernant la durée de l'exposition ».*

Commentaire 35 (Conseil canadien du canola, Alberta Canola Producers Commission et Saskatchewan Canola Development Commission) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Un certain nombre d'intervenants ont indiqué que si l'exposition chronique représente le plus grand facteur de risque inacceptable pour les néonicotinoïdes, il est important de comprendre la fréquence à laquelle l'exposition chronique se produit à des concentrations préoccupantes dans les eaux de surface canadiennes et comment cela varie dans les différents paysages. *« De nombreux échantillons prélevés dans le cadre des programmes de surveillance des provinces ne l'ont pas été à une fréquence suffisante sur les sites pendant la saison de croissance pour comprendre la dynamique temporelle des concentrations de thiaméthoxame et de clothianidine dans les eaux de surface. Cela a mené l'ARLA à adopter l'approche prudente consistant à supposer que les concentrations maximales, moyennes ou médianes indiquées dans les données de surveillance sont chroniques. » Les intervenants estiment que les données permettant de déterminer si une exposition chronique se produit dans les eaux de surface au Canada sont limitées.*

Réponse de Santé Canada (aux commentaires 35 et 36)

Depuis la publication des projets de décision d'examen spécial, Santé Canada a reçu une grande quantité de données de surveillance additionnelles sur les concentrations de néonicotinoïdes dans les plans d'eau des zones agricoles partout au Canada, y compris les

Prairies. Même si chaque programme de surveillance était différent, l'échantillonnage était généralement hebdomadaire ou bihebdomadaire pendant toute la saison de croissance, ce qui a permis d'estimer les degrés d'exposition chronique dans l'eau. Les concentrations moyennes mobiles sur 28 jours de clothianidine et de thiaméthoxame ont été calculées et comparées aux critères d'effet toxicologique chroniques dans l'évaluation révisée qui a été faite en vue des décisions finales d'examen spécial. Alors que l'on disposait pour la plupart des sites de données de surveillance sur un ou deux ans, certains sites ont fait l'objet d'une surveillance pendant trois ans dans les Prairies, et jusqu'à huit ans dans d'autres régions du Canada. Le fait que les concentrations de néonicotinoïdes mesurées sur un site particulier aient dépassé le niveau préoccupant pendant plusieurs années a été pris en compte dans les décisions finales d'examen spécial.

1.5.5 Commentaires sur l'exposition à la clothianidine et sur l'évaluation des données de surveillance

Commentaire 36 (Valent Canada Inc.) – PSRD2018-01

Valent Canada Inc. a soumis un commentaire concernant la contribution potentielle de l'utilisation du thiaméthoxame à la concentration de clothianidine dans l'eau.

« Comme ce rapport d'évaluation des risques est expressément préparé pour la clothianidine, on doit accorder une attention particulière au scénario d'évaluation dans lequel la différence entre la concentration de surveillance et la valeur du critère d'effet (CD_5) est faible, compte tenu d'une éventuelle surestimation de la première valeur due au produit de transformation du thiaméthoxame. »

Réponse de Santé Canada

Les critères d'effet utilisés dans la décision finale d'examen spécial concernant la clothianidine ont changé depuis la publication du PSRD2018-01. Comme la clothianidine est un produit de transformation du thiaméthoxame dans le sol, l'utilisation du thiaméthoxame peut contribuer à la présence de clothianidine dans les plans d'eau. Les résultats d'un programme de surveillance comportant l'échantillonnage intensif de 92 milieux humides dans les Prairies en 2018 et 2019 ont été utilisés pour évaluer la contribution potentielle de l'utilisation du thiaméthoxame pour le traitement des semences à la présence de clothianidine dans l'eau des milieux humides (voir la section sur la surveillance dans l'Évaluation scientifique révisée). Ces renseignements ont été inclus dans l'évaluation révisée de la clothianidine.

Commentaire 37 (Bayer CropScience) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Pour calculer l'impact du ruissellement depuis les cultures traitées à la clothianidine, l'ARLA s'est appuyée sur des données aberrantes provenant d'études de surveillance des eaux qui ne sont pas représentatives des conditions normales. Certaines de ces données aberrantes, qui proviendraient de milieux humides, provenaient en fait des zones suivantes : une zone éphémère en bordure d'une route qui n'est pas une véritable zone humide, une zone humide dont la superficie par rapport à celle du champ est très faible (ce qui est atypique), un cours d'eau, et une zone dont les conditions de drainage sont anormalement élevées. Aucune de ces données ne représente les véritables conditions d'un milieu humide. Ces données aberrantes contrastent fortement avec les données de surveillance provenant de sites représentatifs soumis à des conditions typiques, qui montrent que les concentrations moyennes de clothianidine sont généralement inférieures au critère d'effet trop prudent de l'ARLA de 20 ng/L pour la saison de surveillance.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada a tenu compte des données de surveillance disponibles pour tous les types de plans d'eau lors de l'évaluation des risques en vue des projets de décision d'examen spécial, à l'exception des plans d'eau éphémères, comme les mares. Des données propres aux sites n'étaient pas disponibles pour tous les sites pris en compte dans l'évaluation préalable au projet de décision. Santé Canada reconnaît que les données propres aux sites sont importantes pour déterminer si un plan d'eau est pertinent aux fins d'une évaluation des risques en milieu aquatique.

L'évaluation a été révisée sur la base des commentaires reçus, et l'ARLA n'a pas tenu compte, dans l'évaluation révisée, des sites pour lesquels elle ne disposait pas d'information permettant de déterminer leur pertinence dans une évaluation des risques en milieu aquatique.

Depuis la publication des projets de décision d'examen spécial, Santé Canada a reçu une grande quantité de données de surveillance sur les concentrations de néonicotinoïdes dans les plans d'eau représentatifs des habitats aquatiques des zones agricoles partout au Canada pour 2018 et 2019. Les sites surveillés comprenaient plusieurs milieux humides représentatifs de ceux que l'on trouve dans les Prairies. Santé Canada a tenu compte des nouvelles données de surveillance et des données auxiliaires dans son évaluation révisée pour l'examen spécial de la clothianidine et du thiaméthoxame.

Commentaire 38 (Bayer CropScience) – PSRD2018-01

Bayer CropScience a fait part de ses préoccupations quant au choix des critères d'effet utilisés pour l'évaluation des risques chroniques de la clothianidine, en plus de la comparaison de concentrations maximales uniques, tirées de données de surveillance, avec les critères d'effet toxicologique chroniques.

« L'évaluation par l'ARLA des concentrations dans les milieux humides des Prairies (PSRD2018-01, p. 36) repose essentiellement sur la comparaison avec la CD_5, qui n'est plus le critère d'effet chronique utilisé par l'ARLA. Par conséquent, la comparaison devrait se faire à tout le moins avec la valeur CE_{20} de 0,02 µg/L (20 ng/L), et de façon encore plus appropriée, (…) avec le critère d'effet en mésocosme de 0,281 µg/L (281 ng/L). En outre, (…) la clothianidine se dissipe rapidement dans les milieux humides, et la comparaison de concentrations aiguës ponctuelles avec des critères d'effet chroniques n'est pas appropriée. »

Réponse de Santé Canada

Depuis la publication des projets de décision d'examen spécial, Santé Canada a reçu une grande quantité de données de surveillance sur les concentrations de néonicotinoïdes dans les plans d'eau représentatifs des habitats aquatiques des zones agricoles partout au Canada pour 2018 et 2019. Les sites surveillés comprenaient plusieurs milieux humides représentatifs de ceux que l'on trouve dans les Prairies. Santé Canada a tenu compte des nouvelles données de surveillance et des données auxiliaires dans son évaluation révisée pour l'examen spécial de la clothianidine et du thiaméthoxame.

L'échantillonnage intensif de nombreux milieux humides des Prairies a permis de caractériser la dissipation de la clothianidine dans ces plans d'eau. Les données ont permis d'estimer les degrés d'exposition chronique dans l'eau sur une période de 28 jours, ce qui est jugé représentatif de la période d'exposition pour les études de toxicité en laboratoire et en mésocosme. Dans l'évaluation révisée des risques, les concentrations moyennes mesurées sur 28 jours dans les milieux humides des Prairies ont été comparées aux critères d'effet toxicologique chroniques révisés pour la clothianidine.

Commentaire 39 (Bayer CropScience) – PSRD2018-01

Bayer CropScience a présenté de nouvelles données de surveillance pour 2018 et 2019, ainsi que des informations auxiliaires pour les milieux humides des Prairies et les plans d'eau de deux bassins hydrographiques du sud-ouest de l'Ontario. Outre ces données, Bayer CropScience a présenté des commentaires détaillés et des analyses propres aux sites et aux bassins hydrographiques concernant les nouvelles données de surveillance et celles déjà prises en compte qui provenaient de sites comme les milieux humides des Prairies et des plans d'eau de l'Ontario et de l'Île-du-Prince-Édouard. Bayer CropScience a comparé les concentrations mesurées avec les critères d'effet toxicologique proposés, et a commenté l'acceptabilité de l'utilisation de la clothianidine d'après ses analyses.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada a examiné tous les commentaires, les nouvelles données de surveillance et les informations auxiliaires reçues dans le cadre de l'évaluation révisée de l'examen spécial portant sur la clothianidine.

1.5.6 Commentaires sur l'exposition au thiaméthoxame et sur l'évaluation des données de surveillance

Commentaire 40 (Syngenta Canada Inc.) – PSRD2018-02

Syngenta Canada Inc. a présenté de nouvelles données de surveillance et des informations auxiliaires pour des milieux humides des Prairies en 2018 et 2019 et des plans d'eau de l'Ontario en 2019. Outre les données de surveillance, Syngenta Canada Inc. a présenté des commentaires détaillés et des analyses, propres aux sites et aux bassins hydrographiques, des données de surveillance nouvelles et déjà prises en compte pour le thiaméthoxame dans les plans d'eau au Canada. Les concentrations de thiaméthoxame dans les plans d'eau ont été caractérisées en fonction des principales pratiques agricoles, notamment les types de cultures et les méthodes d'application pertinentes pour l'utilisation du thiaméthoxame dans l'Ouest canadien, en Ontario, au Québec et dans les Maritimes. Syngenta Canada Inc. a comparé les concentrations mesurées dans l'eau avec les critères d'effet toxicologique proposés et a présenté des commentaires sur l'acceptabilité de l'utilisation du thiaméthoxame sur la base de ses analyses. Les facteurs susceptibles de réduire l'utilisation du thiaméthoxame, notamment les règlements des provinces sur la vente et l'utilisation des néonicotinoïdes en Ontario et au Québec, ont également été examinés.

Réponse de Santé Canada

Depuis la publication du projet de décision d'examen spécial, Santé Canada a reçu une grande quantité de données de surveillance sur les concentrations de néonicotinoïdes dans les plans d'eau représentatifs des habitats aquatiques des zones agricoles partout au Canada pour 2018 et 2019. Santé Canada a tenu compte de tous les commentaires, des nouvelles données de surveillance et des informations auxiliaires dans son évaluation révisée de l'examen spécial portant sur le thiaméthoxame.

1.6 Évaluation des risques

1.6.1 Définition de « risques acceptables »

Commentaire 41 (CropLife Canada) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Même si CropLife Canada continue d'appuyer fermement l'obligation légale de l'ARLA de s'assurer que les produits antiparasitaires homologués ne posent pas de risques inacceptables pour la santé humaine ou l'environnement, nous croyons que l'Agence doit clarifier les définitions du terme « acceptable » et, par extension, du terme « inacceptable », qui ont été utilisés dans les examens décrits dans les documents PSRD2018-01 et PSRD2018-02.

Réponse de Santé Canada

Le paragraphe 2(2) de la *Loi sur les produits antiparasitaires* indique ce qui suit : « Pour l'application de la présente loi, les risques sanitaires ou environnementaux d'un produit antiparasitaire sont acceptables s'il existe une certitude raisonnable qu'aucun dommage à la santé humaine, aux générations futures ou à l'environnement ne résultera de l'exposition au produit ou de l'utilisation de celui-ci, compte tenu des conditions d'homologation proposées ou fixées ». Pour déterminer si les risques sont acceptables, il faut évaluer si des dommages sont causés ou non à l'environnement. Ce qui constitue un dommage est basé sur le jugement professionnel des scientifiques de l'ARLA et tient compte de nombreuses variables, notamment le type et la durée du dommage, et le type et le nombre de taxons touchés. La *Loi sur les produits antiparasitaires* ne donne pas de définition de l'expression « risques inacceptables », et la décision d'autoriser le maintien d'une homologation est basée sur le fait que les données scientifiques disponibles sont suffisantes ou non pour donner à Santé Canada une certitude raisonnable que les risques sont acceptables.

1.6.2 Influence de la température sur la toxicité

Commentaire 42 (ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan a cherché à démontrer que la toxicité des néonicotinoïdes dépend de la température de l'eau et que les conclusions concernant les risques posés par la clothianidine et le thiaméthoxame devraient tenir compte du moment de l'exposition. Le ministère a également demandé que les quotients de risque (QR) déterminés par Santé Canada soient revus avec des valeurs d'exposition ou de toxicité plus réalistes, statistiquement rigoureuses et représentatives du cycle biologique et du métabolisme des organismes.

Des informations ont été fournies pour étayer le fait que « le délai avant l'apparition des effets sublétaux, à savoir l'altération des fonctions et l'immobilité, diminuait grandement avec l'augmentation de la température » et que chez les insectes aquatiques, l'absorption de néonicotinoïdes (imidaclopride) augmentait nettement avec l'accroissement de la température. Sur la base de ces informations, le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan estime qu'il est important de tenir compte des taux métaboliques des organismes exothermiques, comme les arthropodes, en ce qui concerne la toxicité et donc les impacts environnementaux.

Étant donné que le semis de semences traitées se fait principalement au printemps et que les arthropodes aquatiques à proximité seraient soumis à des températures beaucoup plus fraîches que celles auxquelles les critères d'effet chroniques ont été établis, le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan suggère que l'absorption et la toxicité soient réduites dans ces conditions, et il fait l'assertion suivante :

> *« Cela indique que la toxicité réelle et donc les effets de ces substances sont probablement exagérés par les résultats en laboratoire et qu'il est inapproprié de supposer que les valeurs des critères d'effet obtenues à des températures élevées sont applicables aux populations d'arthropodes du printemps dans les régions tempérées, comme les Prairies canadiennes. »*

Les références suivantes ont été fournies :

Camp A., and D.B. Buchwalter. 2016. Can't take the heat: Temperature-enhanced toxicity in the mayfly Isonychia bicolor exposed to the neonicotinoid insecticide imidacloprid. Aquatic Toxicology 178: 49-57.

Lydy, M.J., J.B. Belden and M.A. Ternes. 1999. Effects of temperature on the toxicity of M-parathion, chlorpyrifos, and pentachlorobenzene to Chironomus tentans. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 37: 542-547.

Milton, Texas Tech University, PhD diss., 2015.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada est conscient que la toxicité accrue par la température chez les larves d'éphémères et d'autres insectes exposées à l'imidaclopride est observée dans des conditions de laboratoire (Camp et Buchwalter, 2016; n^{o} de l'ARLA 2796398 et Van den Brink *et al.*, 2016; n^{o} de l'ARLA 2712707). Toutefois, Santé Canada considère que les essais de toxicité en laboratoire effectués dans des conditions environnementales standards couvrent les voies toxicocinétiques pertinentes et sont donc valables pour l'évaluation des risques. À notre connaissance, il n'existe pas de facteurs de correction de température propres aux néonicotinoïdes que l'on pourrait utiliser dans l'évaluation des risques.

En plus de l'influence de la température sur la toxicité pour les insectes aquatiques, des différences saisonnières de sensibilité ont été signalées. Des différences notables de sensibilité sont apparentes entre les études de laboratoire réalisées avec les spécimens des espèces *Cloeon* et *Caenis* prélevés en été et ceux prélevés en automne (c'est-à-dire Roessink *et al.*, 2013, et Van Wijngaarden et Roessink, 2013, respectivement). Une plus grande sensibilité est observée avec les spécimens prélevés en été. L'EFSA (2014) indique que la saison de collecte peut être un paramètre important influant sur la réponse des éphéméroptères. Dans Van den Brink *et al.* (2016; n^{o} de l'ARLA 2712707), des

expériences sur la toxicité aiguë et chronique de l'imidaclopride ont été menées à l'aide de générations d'espèces hivernantes et les résultats ont été comparés à ceux rapportés par Roessink *et al.* (2013; nº de l'ARLA 2544385), qui avait testé une génération estivale de la même espèce. Le même dispositif expérimental a été utilisé dans les deux études. La toxicité aiguë et chronique était plus élevée chez la génération estivale de *C. dipterum* et de *C. horaria* que chez les générations hivernales. Une différence de sensibilité entre les espèces estivales et les espèces hivernantes a également été démontrée pour deux autres espèces (*C. obscuripes* et *P. minutissuma*).

Les recherches sur l'imidaclopride dans des mésocosmes extérieurs montrent également une différence saisonnière de sensibilité pour l'éphémère *Cloeon dipterum*. Dans deux expériences réalisées en mésocosme extérieur, la CSEO pour l'abondance des larves de *C. dipterum* en été (0,243 µg p.a./L, Roessink *et al*., 2015; nº de l'ARLA 2744281) traduisait une sensibilité beaucoup plus grande que la CSEO déterminée pour cette espèce à l'automne (1,52 µg p.a./L; Roessink et Hartgers, 2014; nº de l'ARLA 2744280). Les plans d'expérience étaient presque identiques, si ce n'est qu'une étude a été menée en été (du 9 juillet au 4 septembre; température de l'eau de 15,6 à 23,7 °C) et l'autre, en automne (du 7 octobre au 13 novembre; température de l'eau de 5,5 à 14,8 °C). Les résultats se rapportant aux mésocosmes étudiés en été et en automne tendent à corroborer une augmentation de toxicité avec la température pour *C. dipterum* et une différence saisonnière dans la sensibilité à l'imidaclopride. Étant donné la différence de sensibilité observée selon les conditions de température estivales et automnales, et le fait que l'imidaclopride est habituellement appliqué au printemps ou à l'été, Santé Canada considère que le critère d'effet dénotant la plus grande sensibilité, d'après l'étude estivale, est le plus pertinent pour l'évaluation des risques. L'étude avec la clothianidine en mésocosme traduisant la plus grande sensibilité (Hartgers et Roessink, 2015; nº de l'ARLA 2713555) a été réalisée de la fin du printemps au milieu de l'été (du 27 mai au 22 juillet; température de l'eau de 16,5 à 22,3 °C), et elle engloberait donc les stades de vie les plus sensibles des taxons présents (avec toutefois une mise en garde : le nombre d'éphémères dans cette étude était insuffisant pour tirer des conclusions définitives).

Pour chaque évaluation des risques, Santé Canada s'assure, lors du calcul des QR, que tous les paramètres utilisés sont statistiquement rigoureux et comparés aux concentrations d'exposition appropriées obtenues par modélisation ou par surveillance. Santé Canada déterminera le risque global en utilisant le critère d'effet toxicologique pour le stade de vie le plus sensible et la période d'exposition correspondante. Il y a lieu également de noter que même si les concentrations maximales de clothianidine et de thiaméthoxame dans les plans d'eau surviennent généralement après des épisodes de ruissellement importants suivant le semis ou la plantation au printemps, on a observé des concentrations élevées plus tard en saison (par exemple de juin à août) dans les cours d'eau de l'Est canadien. Il est donc approprié d'utiliser les données de toxicité obtenues dans des conditions de croissance normalisées en laboratoire et des études sur le terrain lorsque les espèces sont exposées pendant la saison de croissance active des cultures.

1.6.3 Données de biosurveillance

Commentaire 43 (Bayer CropScience) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Bayer CropScience a soutenu que Santé Canada n'a pas validé de manière adéquate les prévisions de l'évaluation des risques associés à la clothianidine par une approche fondée sur le poids de la preuve. Bayer affirme que l'approche présentée dans le PSRD2018-01 était basée sur des critères d'effet obtenus selon différentes méthodes (par exemple, le critère d'effet unique le plus bas par rapport à la DSE), ce qui fournit une évaluation de la robustesse et du pouvoir prédictif du critère d'effet, mais ne contribue pas à l'approche globale du poids de la preuve. L'évaluation des risques nécessite plutôt différentes sources de données. À l'appui de cette affirmation, Bayer a fourni les données de surveillance suivantes pour l'Amérique du Nord qui, selon Bayer, montrent l'absence d'effets nocifs démontrés sur les invertébrés aquatiques à la suite d'une exposition directe potentielle à la clothianidine, ou sur des espèces d'oiseaux qui se nourrissent d'invertébrés aquatiques (c'est-à-dire une possible perturbation de la chaîne alimentaire) :

1. Résumé de la bioévaluation des Prairies de la Saskatchewan, 2017

Les sites de biosurveillance de Bayer en 2017 dans les milieux humides des Prairies étaient entourés de zones d'agriculture intensive où l'on utilisait des néonicotinoïdes (McGee, 2018).

2. Résumé de la bioévaluation au Québec

Deux rapports ont été présentés sur les données de biosurveillance des invertébrés aquatiques au Québec. McGee et Lagadic (2018) ont comparé les concentrations d'imidaclopride et de clothianidine par rapport aux indices de santé des invertébrés benthiques dans sept cours d'eau du Québec, sur la base de données publiées précédemment. Lagadic *et al.* (2018) ont présenté une analyse préliminaire des données de surveillance du ministère de l'Environnement du Québec sur les concentrations de clothianidine et l'abondance des éphémères dans les cours d'eau.

3. Analyse de l'étude de surveillance des néonicotinoïdes chez les invertébrés benthiques, par le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique (MEACC) de l'Ontario

Bayer a obtenu les données d'une étude de surveillance réalisée par l'Ontario en 2015, qui inclut les invertébrés aquatiques benthiques et les néonicotinoïdes dans les eaux de surface (MEACC, 2018). Bayer a comparé la gestion des cultures de maïs et de soja dans les régions étudiées et le lien entre les populations d'espèces de *Chironominae* et les concentrations de clothianidine détectées sur les sites d'échantillonnage.

4. Analyse de la base de données de biosurveillance de l'Iowa

Bayer note que l'Iowa a l'une des plus fortes intensités de culture de maïs et de soja aux États-Unis et que c'est l'État où l'utilisation cumulative d'imidaclopride, de clothianidine et de thiaméthoxame est la plus grande (de 1994 à 2014). À partir de 2008, le Département

des ressources naturelles de l'Iowa a échantillonné les invertébrés aquatiques ainsi que les conditions physico-chimiques pour créer un indice d'intégrité biotique des macroinvertébrés benthiques (BMIBI – *Benthic Macroinvertebrate Index of Biotic Integrity*). Bayer a évalué les données publiques du Département des ressources naturelles de l'Iowa pour déterminer le lien entre le pourcentage de surface cultivée du maïs et du soja et la santé de la communauté d'invertébrés aquatiques sur la base de la cotation du BMIBI.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada convient que l'utilisation de données d'observation de l'environnement peut fournir des éléments supplémentaires en vue de la prise d'une décision réglementaire fondée sur le poids de la preuve. Par exemple, Santé Canada utilisera des rapports d'incident vérifiés qui peuvent raisonnablement démontrer qu'un effet nocif résulte de l'exposition à un pesticide dans le cadre d'une évaluation des risques. Dans le cas de l'exposition des invertébrés aquatiques aux néonicotinoïdes, aucun rapport d'incident de ce type n'a été trouvé. Cela peut être dû à la difficulté d'observer les effets dans ce groupe d'organismes.

L'utilisation des données de biosurveillance, comme celles fournies par Bayer CropScience, pose un problème pour ce qui est d'établir une relation de cause à effet pouvant être utilisée dans une évaluation des risques. Les études menées en Saskatchewan (McGee, 2018; n^{o} de l'ARLA 2862055), au Québec (McGee et Lagadic, 2018; n^{o} de l'ARLA 2862054), en Ontario (Bayer CropScience, sur la base de données du MEACC, 2018) et en Iowa (Bayer CropScience, sur la base de données du Département des ressources naturelles de l'Iowa) fournissent des données corrélatives sur l'abondance des invertébrés aquatiques et la santé des communautés, mais elles n'ont pas été conçues pour tester les hypothèses de causalité. Toutes les évaluations ont été réalisées dans des zones agricoles touchées par l'utilisation des néonicotinoïdes, mais aucune comparaison n'était disponible avec des sites de culture comparables, exempts de l'utilisation de néonicotinoïdes. Par conséquent, on ne sait pas dans quelle mesure les communautés d'invertébrés observées ont été touchées par l'exposition aux néonicotinoïdes, ni si d'autres facteurs propres aux systèmes aquatiques dans les paysages agricoles jouent un rôle dans l'abondance des insectes aquatiques.

En se basant sur les différentes études présentées, Bayer soutient que rien ne prouve que l'abondance des macroinvertébrés diminue en présence de néonicotinoïdes et en particulier, de clothianidine. Cependant, les données disponibles présentent plusieurs limites qui empêchent de tirer des conclusions significatives concernant les degrés d'exposition à la clothianidine et l'abondance des invertébrés.

- Dans l'étude menée en Saskatchewan, la majeure partie des milieux humides se sont asséchés pendant l'année d'étude, les concentrations mesurées de néonicotinoïdes n'ont pas été rapportées et on avait appliqué de l'imidaclopride sur les champs environnants; ainsi, toute exposition à la clothianidine ou au thiaméthoxame provenait uniquement de résidus antérieurs.

- Dans les études réalisées au Québec, on a établi des corrélations entre les indices de santé des invertébrés benthiques dans sept cours d'eau en régions agricoles et les concentrations de clothianidine ou d'imidaclopride. Cependant, tous les cours d'eau étaient classés dans une plage relativement étroite d'habitats « dégradés » ou « mauvais » pour la santé des invertébrés, et les données ont été comparées aux concentrations moyennes annuelles de néonicotinoïdes, ce qui ne permet pas une comparaison solide avec les concentrations aiguës ou chroniques pertinentes pour l'évaluation des risques.
- Dans les ensembles de données de l'Iowa et de l'Ontario, le pourcentage de surface cultivée (PSC) du maïs et du soja est utilisé comme substitut de l'exposition à la clothianidine.
- Dans les données de l'Ontario, il y avait une grande variabilité sur le plan de l'abondance des populations d'espèces de *Chironominae*, sans corrélation apparente avec l'augmentation du PSC.
- Dans les données de l'Iowa, il n'y a eu essentiellement aucun changement dans les valeurs du PSC ou de l'indice relatif aux macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude. Bien que la stabilité du PSC semble indiquer que l'augmentation de l'utilisation totale de néonicotinoïdes signalée dans cet État pourrait être associée à ces cultures à forte utilisation de pesticides, il faudrait disposer de données de surveillance des eaux pour montrer de manière définitive l'impact sur les degrés d'exposition aux néonicotinoïdes.

Les études de biosurveillance présentent intrinsèquement un niveau élevé de variabilité entre les sites, ce qui peut être dû à un certain nombre de facteurs non liés aux substances toxiques, par exemple, la qualité de l'eau, l'hydrologie et la structure de l'habitat. En raison de ces facteurs, il peut être très difficile de séparer les associations corrélatives des effets causaux. Dans son document d'orientation sur l'évaluation des risques en milieu aquatique, l'EFSA (2013) avertit qu'il est très difficile de concevoir des programmes de surveillance permettant de relier les résultats à une utilisation précise d'un principe actif dans une culture donnée, tout en excluant les facteurs de confusion. L'étude récente de Cavallaro *et al*. (2019; n^{o} de l'ARLA 3050935) a montré que parmi 22 milieux humides semi-permanents de la Saskatchewan, qui comprenaient tous des champs environnants ensemencés avec du canola traité aux néonicotinoïdes (principalement avec le produit de traitement des semences Prosper, qui contient de la clothianidine; Bayer CropScience), il y avait une corrélation positive entre les concentrations moyennes d'équivalent toxique des néonicotinoïdes et la réduction de l'émergence totale des insectes. Là encore, il n'a pas été possible de déterminer l'ampleur des effets observés dans la plage des concentrations mesurées. Cependant, les modèles qui ont le mieux prédit l'abondance des insectes émergents incluaient également la perturbation de la végétation et la turbidité de l'eau, ce qui indique que la structure des habitats riverains et la qualité de l'eau jouent un rôle important dans la dynamique des populations d'insectes émergents dans ces milieux humides géographiquement similaires et dominés par l'agriculture.

Commentaire 44 (CropLife Canada, Dow AgroSciences Canada Inc., Saskatchewan Pulse Growers, Producteurs de grains du Québec, Saskatchewan Association of Rural Municipalities et Céréales Canada) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Santé Canada a reçu des commentaires indiquant que les décisions semblent fondées sur des risques hypothétiques non quantifiés pour les populations d'éphémères et de moucherons. CropLife Canada, Dow AgroSciences Canada Inc. et Saskatchewan Pulse Growers soulignent que la clothianidine et le thiaméthoxame sont homologués au Canada depuis plus de 15 ans et ils n'ont pas connaissance d'études ou de rapports d'incident faisant état de préoccupations concernant les populations d'éphémères ou de moucherons au Canada. De plus, les données de surveillance ne semblent pas indiquer que l'utilisation de ces principes actifs puisse nuire aux populations d'oiseaux, de poissons ou d'animaux sauvages. En fait, certaines régions du Canada signalent des problèmes de populations excessives d'éphémères[1, 2].

Vu les incertitudes quant aux risques pour la chaîne alimentaire relevés par Santé Canada dans ses projets de décision, les Producteurs de grains du Québec sont d'avis que des études rigoureuses s'avèrent nécessaires afin de déterminer les risques pour les oiseaux ou les autres insectes. De même, la Saskatchewan Association of Rural Municipalities a demandé que des recherches supplémentaires soient menées au sujet des effets de l'utilisation des néonicotinoïdes sur les invertébrés aquatiques avant que l'on envisage de révoquer l'homologation de la clothianidine ou du thiaméthoxame.

Céréales Canada a fait valoir que la démonstration des dommages potentiels à partir d'une prévision modélisée, basée sur les données de laboratoire, ne se traduit pas toujours par un impact mesurable dans un environnement ouvert, comme en témoigne l'absence apparente d'impacts négatifs sur les populations d'éphémères au Canada.

1 Voir : https://www.citylab.com/environnement/2015/05/a-millions-strong-horde-of-flies descends-upon-a-canadian-city/394400/ (en anglais seulement)
2 Voir : https://www.cbc.ca/news/canada/manitoba/fish-fly-things-to-know-1.3676812and https://www.saobserver.net/news/mating-game-on-wings/ (en anglais seulement)

Réponse de Santé Canada

La *Loi sur les produits antiparasitaires* établit que les risques d'un produit antiparasitaire sont acceptables s'il existe une certitude raisonnable qu'aucun dommage à la santé humaine, aux générations futures ou à l'environnement ne résultera de l'exposition au produit ou de son utilisation, compte tenu des conditions d'homologation proposées ou fixées. L'absence de rapports d'incident ou d'effets signalés sur les populations naturelles d'éphémères ou de moucherons n'ajoute pas au poids de la preuve en ce qui concerne l'acceptabilité des risques. Il est peu probable que des rapports d'incident sur les invertébrés aquatiques soient signalés étant donné que les effets doivent être observés. Les études de biosurveillance disponibles n'ont pas été menées de manière à ce que Santé Canada puisse comprendre les effets de la clothianidine et du thiaméthoxame sur ces types d'organismes. Afin que les résultats de telles études puissent être utilisés dans une évaluation des risques, il faudrait d'abord avoir une compréhension de base de la population avant tout apport de néonicotinoïdes dans le bassin hydrographique, puis exercer une biosurveillance annuelle dans les plans d'eau qui ont des apports connus de ces

substances. Bien que des rapports anecdotiques faisant état de fortes populations d'éphémères semblent corroborer l'absence d'effets nocifs sur ces taxons dans certains endroits du Canada, ils ne fournissent pas de données probantes à l'appui d'une évaluation des risques. L'absence de ce type de données entraîne une incertitude supplémentaire.

1.6.4 Caractérisation des incertitudes liées aux critères d'effet

Commentaire 45 (Grain Farmers of Ontario) – PSRD2018-01

Il a été recommandé que Santé Canada fasse preuve d'une plus grande transparence et fournisse plus de détails concernant sa façon d'envisager des méthodes de remplacement pour évaluer les risques liés à la clothianidine. On a noté qu'il existe des incertitudes liées à la fois à la DSE et aux études en mésocosme prises en compte dans l'évaluation des risques. On a suggéré que la CD_5 pourrait constituer une « surinterprétation écologique », car les DSE mettent l'accent sur les espèces et non sur les structures trophiques ou les processus écologiques.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada fonde son évaluation des risques sur le critère d'effet réglementaire le plus approprié, présentant le plus grand degré de pertinence écologique (en d'autres mots, un critère d'effet de niveau supérieur est préférable à une valeur de toxicité obtenue en laboratoire chez une seule espèce). Dans l'évaluation des risques chroniques présentée dans le PSRD2018-01, Santé Canada s'est appuyé sur l'espèce la plus sensible pour proposer un critère d'effet réglementaire, en indiquant les incertitudes entourant l'étude en mésocosme de niveau supérieur et la DSE chronique. Comme l'a souligné Grain Farmers of Ontario, la DSE est construite à partir de critères d'effet toxicologique sur une seule espèce obtenus en laboratoire. Elle n'est pas conçue pour tenir compte des interactions écologiques entre les espèces. Santé Canada, tout comme les autres organismes de réglementation des pesticides (par exemple, EPA, EFSA, APVMA), emploie la CD_5 comme indicateur de niveau supérieur de la sensibilité d'une communauté, basé sur des réponses comparables dans des conditions de laboratoire contrôlées et reproductibles. Les critères d'effet présentés dans le PSRD2018-01 ont été réexaminés aux fins de la décision réglementaire finale pour la clothianidine, et les détails figurent dans l'Évaluation scientifique.

Commentaire 46 (Pulse Canada) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

L'ARLA a relevé de nombreux facteurs d'incertitude dans les évaluations des risques du thiaméthoxame et de la clothianidine (PSRD2018-01 et PSRD2018-02). De nombreux facteurs influent sur l'approche de modélisation et d'extrapolation adoptée par l'ARLA : la décision de ne pas inclure toutes les régions du Canada et tous les types de cultures, la variabilité de la profondeur de semis, le type de sol, la topographie, et la couverture du sol au printemps dans les systèmes de culture avec labour minimal. Bien que l'organisme de réglementation soit habilité à prendre ces décisions dans le but de protéger la santé humaine et l'environnement, le processus de prise de décision doit reposer sur une méthode claire. Des données scientifiques solides et défendables sont soumises à un examen scientifique par les pairs, avec des méthodes reproductibles clairement énoncées.

Bon nombre des études qui ont été utilisées pour l'évaluation des risques effectuée par l'ARLA provenaient de publications scientifiques et d'ensembles de données qui ont fait l'objet d'examens par les pairs. Toutefois, on ne sait pas exactement pourquoi certaines publications ont été utilisées dans l'évaluation des risques, et d'autres études n'ont pas été prises en compte. L'importance de l'examen externe par les pairs dans le processus scientifique est impérative, en particulier pour un organisme de réglementation tel que l'ARLA.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada évalue les risques environnementaux selon une approche à plusieurs niveaux. Dans le cas de la clothianidine et du thiaméthoxame, les invertébrés d'eau douce ont été jugés à risque lors de l'évaluation préliminaire, selon des estimations de l'exposition très prudentes basées sur les doses maximales homologuées pour chaque méthode d'application principale. Afin de mieux caractériser les risques, l'évaluation approfondie a porté sur un profil d'emploi élargi, couvrant une plage d'utilisations agricoles et de voies d'exposition par le biais de la modélisation environnementale (par exemple, dérive de pulvérisation et ruissellement vers les eaux de surface) et a examiné les données de surveillance des eaux de surface au Canada. L'évaluation approfondie a tenu compte des différences régionales dans les pratiques culturales (par exemple, les taux de semis, les profondeurs de semis, les types de sols et l'hydrologie) et des concentrations observées dans les eaux de surface. Santé Canada n'a pas modélisé toutes les utilisations de la clothianidine ou du thiaméthoxame pour proposer ses décisions. Cependant, en tenant compte d'une plage d'utilisations couvrant les doses d'application élevées et faibles et en incluant les principales cultures représentatives pour chaque type d'utilisation (traitements foliaires, traitements dans la raie de semis et traitements des semences), Santé Canada n'a pas pu déterminer que les risques pour les invertébrés aquatiques étaient acceptables. Comme l'a noté Pulse Canada, les incertitudes associées aux évaluations approfondies ont été notées dans les PSRD, mais n'ont pas été jugées suffisantes pour empêcher la proposition d'une décision concernant chacune des substances.

Des informations supplémentaires reçues depuis la publication des PSRD ont permis de lever certaines incertitudes concernant les données de surveillance des eaux de surface et ont fourni des données d'écotoxicité supplémentaires pour étayer les évaluations des risques liés à la clothianidine et au thiaméthoxame (voir les nouvelles informations mentionnées dans l'Évaluation scientifique).

Santé Canada convient que des données scientifiques solides et défendables doivent pouvoir être soumises à un examen scientifique par les pairs. La publication des projets de décision contenant les évaluations des risques, avec toutes les références disponibles, offre aux intervenants la possibilité de soumettre des justifications scientifiques à Santé Canada avant que le Ministère ne prenne une décision réglementaire finale. Santé Canada examine toute la littérature scientifique de sources autant publiées (par exemple la littérature ouverte) que non publiées (par exemple provenant des titulaires) pour en vérifier l'acceptabilité et la rigueur scientifique.

1.6.5 Doses d'application utilisées dans l'évaluation des risques

Commentaire 47 (Grain Farmers of Ontario, Grain Growers of Canada et Producteurs de grains du Québec) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

On a souligné que les évaluations préliminaires des risques étaient basées sur les doses maximales d'application annuelles pour toutes les utilisations et cultures. Cette approche ne tient pas compte des doses réelles (qui sont plus faibles) utilisées par les producteurs de céréales, ce qui peut surestimer de deux à trois fois la dose réellement utilisée. Les auteurs du commentaire recommandent à Santé Canada d'envisager d'autres doses d'application qui représentent mieux les conditions d'utilisation réelles.

Réponse de Santé Canada

Même si Santé Canada comprend que les producteurs n'utilisent pas toujours la dose maximale autorisée sur une culture donnée, l'évaluation des risques doit refléter les doses maximales indiquées sur l'étiquette afin de garantir que les risques pour l'environnement sont acceptables pour toute la plage de doses autorisée aux termes de la loi. Toutefois, pour les utilisations comportant une plage de doses homologuées sur l'étiquette d'un produit, Santé Canada peut tenir compte de toutes les doses homologuées dans le cadre d'une stratégie d'atténuation des risques, si certaines des doses les plus faibles présentent des risques acceptables.

Commentaire 48 (Syngenta Canada Inc.) – PSRD2018-02

Syngenta Canada Inc. a fourni, pour examen par l'ARLA, l'étude publiée suivante, portant sur les effets modélisés du thiaméthoxame sur des invertébrés aquatiques non ciblés aux États-Unis, dans des milieux humides et des étangs agricoles. Une étude séparée non publiée, accompagnée de renseignements à l'appui, a également été fournie.

Bartell, S.M., S.K. Nair, S. Grant and R.A. Brain. 2018. Modeling the effects of thiamethoxam on Midwestern farm ponds and emergent wetlands. Environ. Toxicol. Chem. 37(3): 738-754. Nº de l'ARLA 2935276.

Cette étude publiée est étayée par une étude non publiée :

Bartell, S.M. and C.T. Woodward. 2018. Use of CASMGFP and CASMGWL to Assess Potential Effects of Thiamethoxam Exposure on Farm Pond and Wetland Communities. CODO : 8.6. Nº de l'ARLA 2935278.

Commentaire 49 (membre du public)

Une évaluation des risques associés à l'utilisation du thiaméthoxame dans les écosystèmes d'eau douce au Canada, fondée sur le poids de la preuve, a été soumise à l'ARLA.

Hanson, M., L. Baxter and G. Stephenson. 2018. A preliminary weight of evidence evaluation of the risks posed by the neonicotinoid insecticide thiamethoxam in Canadian freshwater ecosystems to aquatic organisms. Rapport non publié. 10 novembre 2018. Nº de l'ARLA 3151809.

Réponse de Santé Canada

Les études additionnelles de Bartell *et al*., 2018a (nº de l'ARLA 2935276) et 2018b (nº de l'ARLA 2935278) et de Hanson *et al*., 2018 (nº de l'ARLA 3151809) décrivent la modélisation et les évaluations des risques réalisées par d'autres chercheurs. Ces approches de modélisation et ces évaluations n'ont pas été prises en compte dans la décision réglementaire finale, car Santé Canada s'est appuyé sur son propre cadre d'évaluation des risques.

1.6.6 Évaluation des risques cumulatifs découlant de l'exposition à tous les néonicotinoïdes, y compris les voies d'effets métaboliques

Commentaire 50 (Bayer CropScience) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Bayer CropScience juge non fondées les préoccupations exprimées dans le PSRD2018-01 relativement à la survenue d'effets accrus sur les invertébrés aquatiques lors de la présence simultanée de clothianidine, de thiaméthoxame et d'imidaclopride. Selon Bayer, la surveillance des eaux menée en 2017-2018 a montré qu'*« il y a généralement un résidu majeur dans un milieu humide et que les résidus proviennent des substances appliquées sur les champs environnants au cours de l'année d'échantillonnage. Les travaux de surveillance de Morrissey (de 2012 à 2014) et de Canards Illimités (2017) confirment ce constat, en montrant la présence d'un principe actif principal dans les échantillons de milieux humides, bien que l'utilisation de néonicotinoïdes précis dans les champs environnants n'ait pas été déterminée »*.

On note également que les programmes de surveillance du Groupe de travail sur la surveillance environnementale (GTSE) de 2017 montrent que les cours d'eau sont susceptibles de contenir un mélange de résidus, car ils contiennent les résidus provenant d'une large zone où plusieurs néonicotinoïdes et pesticides en général sont probablement utilisés, bien que les concentrations tendent à être faibles dans les cours d'eau.

Bayer CropScience a demandé à l'ARLA de clarifier tout énoncé concernant la présence simultanée de plusieurs résidus dans des types précis de plans d'eau.

Commentaire 51 (Fondation David Suzuki) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

La Fondation David Suzuki a indiqué que les évaluations individuelles des insecticides de la classe des néonicotinoïdes sous-estiment les risques totaux pour les invertébrés aquatiques en raison des effets découlant de l'exposition globale et cumulative à de nombreux insecticides similaires et recommande que Santé Canada évalue les effets globaux, cumulatifs et au niveau de la signalisation cellulaire, dans le cadre des examens spéciaux. La justification suivante a été fournie :

« L'ARLA reconnaît que de nombreux insecticides néonicotinoïdes ayant un mode d'action commun sont souvent présents dans le même environnement. Le thiaméthoxame peut se transformer en clothianidine, et donc l'impact de l'exposition à plusieurs néonicotinoïdes sera plus élevé que celui de l'exposition au thiaméthoxame ou à la clothianidine seulement. L'évaluation des effets globaux et cumulatifs renforcerait les conclusions et éclairerait les mesures réglementaires. Il faudrait au moins additionner les concentrations environnementales d'insecticides similaires agissant sur les récepteurs nicotiniques des insectes (mécanisme de toxicité au niveau des synapses).

« Les effets globaux et cumulatifs des néonicotinoïdes en présence d'autres produits chimiques agricoles devraient également être pris en compte. Le plus récent rapport du programme de surveillance des pesticides dans les zones de culture du maïs et du soja au Québec note que la présence de plusieurs néonicotinoïdes dans les cours d'eau déjà contaminés par d'autres pesticides agricoles aura des conséquences sur les espèces aquatiques et que, dans certains cas, l'état de santé des populations de macroinvertébrés benthiques est déjà mauvais ou précaire[8].

Les insecticides de la classe des néonicotinoïdes peuvent également exercer des effets nocifs par d'autres mécanismes, et les effets cumulatifs pourraient être pertinents. En particulier, la signalisation cellulaire par les substances chimiques (par exemple, les hormones du système endocrinien) est un mécanisme primitif, mais préservé au cours de l'évolution pour orchestrer le développement, le métabolisme, la reproduction et d'autres déterminants de la viabilité des espèces[9]. La compréhension des effets endocriniens progresse rapidement, mais à l'heure actuelle, toute découverte d'une telle activité devrait susciter des préoccupations et inviter à la prudence. Des recherches récentes indiquent que les insecticides néonicotinoïdes agissent sur les cellules cancéreuses du sein par la voie VEGF[10], et que la clothianidine modifie la réponse immunitaire in vitro[11]. Dans le contexte d'autres produits chimiques comme les filtres ultraviolets (dans les écrans solaires), on a constaté chez les animaux supérieurs une perturbation endocrinienne que l'on a jugée nuisible au développement de la vie aquatique[12, 13, 14, 15, 16]. » [Les numéros de référence sont inclus dans les commentaires originaux.]

Réponse de Santé Canada (aux commentaires 50 et 51)

La décision réglementaire concernant les examens spéciaux de la clothianidine et du thiaméthoxame n'a pas été prise en fonction d'une évaluation des risques cumulatifs associés à l'exposition des invertébrés aquatiques aux néonicotinoïdes. Comme l'a noté Bayer CropScience, les données de surveillance des eaux de surface au Canada montrent la présence simultanée, à des degrés divers, des trois néonicotinoïdes les plus couramment utilisés : le thiaméthoxame, la clothianidine et l'imidaclopride. Santé Canada reconnaît que les concentrations mesurées sont généralement dominées par le principe actif le plus couramment associé à la culture dominante dans le bassin hydrographique, de sorte que les concentrations cumulatives sont normalement proches de celles du néonicotinoïde dominant.

Cependant, Santé Canada reconnaît qu'en raison de la similitude du mode d'action des néonicotinoïdes, la présence simultanée de leurs résidus devrait augmenter les effets. Selon des études récentes *in situ* en enceintes limnologiques, au cours desquelles des populations naturelles de chironomidés ont été exposées à des mélanges binaires de néonicotinoïdes en unités d'équivalent toxique, il existe une possibilité de toxicité additive découlant de l'exposition à de nombreux néonicotinoïdes dans des conditions extérieures plus réalistes (Maloney *et al*., 2018b).

Pour évaluer les risques cumulatifs, il faut mesurer chaque néonicotinoïde simultanément à partir du même échantillon. Bien que cela fasse partie intégrante des protocoles des programmes récents de surveillance, quelques programmes plus anciens n'analysaient pas les trois néonicotinoïdes dans les mêmes échantillons d'eau. Santé Canada déterminera si une évaluation cumulative est justifiée après la réévaluation de tous les néonicotinoïdes. Les récentes décisions réglementaires concernant les néonicotinoïdes ont entraîné la révocation de certaines utilisations, ce qui aura probablement un effet sur les conclusions relatives aux risques, qui sont basées sur les données historiques de surveillance des concentrations obtenues avant la révocation des utilisations.

En ce qui concerne le commentaire de la Fondation David Suzuki selon lequel les néonicotinoïdes peuvent exercer des effets nocifs par d'autres mécanismes qui pourraient être pertinents en cas d'exposition cumulative, l'ARLA reconnaît que les insecticides de la classe des néonicotinoïdes peuvent avoir des effets infracellulaires sur les invertébrés. Par exemple, une recherche récente de Russo *et al*., 2018 (n^{o} de l'ARLA 2978128) a démontré que l'exposition à la clothianidine à des concentrations sublétales d'au plus 0,1 µg p.a./L peut influer sur les métabolites physiologiques et augmenter la demande énergétique chez le moustique *Culex pipiens*. Il est important de comprendre comment les néonicotinoïdes peuvent affecter les processus métaboliques pour mieux comprendre le mode d'action de ce groupe d'insecticides. Cependant, le lien entre les effets infracellulaires in vitro au sein d'un organisme et les effets à l'échelle de la communauté, qui est l'objectif de protection que Santé Canada a établi pour la communauté des invertébrés aquatiques, n'est pas clair. C'est pourquoi Santé Canada se fonde sur des critères relatifs aux effets systémiques qui peuvent affecter directement les populations d'invertébrés (par exemple la mortalité, la reproduction et la croissance). On a eu recours à l'exposition à long terme dans les études en laboratoire et en mésocosme (conditions semi-naturelles) pour la clothianidine et le thiaméthoxame afin d'établir les critères d'effet nocif à l'échelle de la population ou de la communauté à des concentrations sublétales similaires à celles qui provoquent des effets métaboliques chez *C. pipiens*, notamment. La possibilité d'effets synergiques provenant de mécanismes létaux et sublétaux sur des périodes d'exposition chronique a été étudiée pour diverses combinaisons binaires d'exposition aux néonicotinoïdes en laboratoire et en conditions semi-naturelles au moyen d'enceintes limnologiques (Maloney *et al*., 2018a et 2018b, respectivement). Très peu d'éléments tendaient à indiquer que l'exposition chronique à plusieurs néonicotinoïdes produit des effets plus importants que les effets additifs. En laboratoire, une seule combinaison (imidaclopride + thiaméthoxame) a eu un effet statistiquement significatif qui était supérieur à l'effet additif (c'est-à-dire un effet synergique) sur *C. dilutus*. Toutefois, cet effet a été jugé faible (c'est-à-dire jusqu'à 10 % supérieur aux prévisions) et sans importance biologique. Dans l'étude sur les enceintes limnologiques en eau libre, les effets du mélange ont été jugés directement additifs seulement. Sur la base de ces données, la possibilité d'effets cumulatifs liés aux effets sublétaux et létaux devrait être adéquatement caractérisée par l'addition des concentrations pour les espèces soumises aux essais.

1.6.7 Inclusion des effets écologiques en cascade dans l'évaluation des risques

Commentaire 52 (Fondation David Suzuki) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

La Fondation David Suzuki recommande à Santé Canada d'inclure une évaluation des effets en cascade sur les oiseaux, les chauves-souris, les poissons et les autres espèces qui dépendent des insectes aquatiques comme principale source de nourriture. La justification suivante est fournie :

- Une évaluation correcte de ces effets écologiques en cascade renforcerait les conclusions de l'évaluation des risques et éclairerait les mesures de gestion des risques. Les espèces d'oiseaux insectivores qui dépendent des insectes comme seule source de nourriture peuvent être directement affectées par les néonicotinoïdes de deux façons : 1) par l'ingestion de proies contaminées par les pesticides, ce qui entraîne des effets létaux ou sublétaux, ou 2) indirectement par des effets en cascade

entraînant la perte de leur approvisionnement alimentaire en insectes[17].

- On a constaté un déclin spectaculaire des populations d'oiseaux insectivores aériens au cours des dernières décennies[18] et plusieurs d'entre eux figurent maintenant sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril*[19] du Canada. Ces espèces d'oiseaux sont présentes dans tout le pays, et leurs stratégies de cycle de vie et leurs écologies sont différentes. Le dénominateur commun de ces espèces d'oiseaux, et la cause principale la plus probable de leur déclin, est que les insectes constituent leur unique source de nourriture.
- Une étude menée aux Pays-Bas a clairement montré que le déclin des oiseaux insectivores était lié à l'augmentation des concentrations d'imidaclopride dans les eaux de surface[20].

[17] Gibbons, D., C. Morrissey, and P. Mineau. 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. Environmental Science and Pollution Research 22(1): 103-118.
[18] Vingt-deux des 26 espèces ont connu un déclin.
[19] Hirondelle rustique (Hirundo rustica), hirondelle de rivage (Riparia riparia), engoulevent d'Amérique (Chordeiles minor), martinet ramoneur (Chaetura pelagica), engoulevent bois-pourri (Antrostomus vociferus) et moucherolle à côtés olive (Contopus cooperi).
[20] Hallman et al. 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. Nature. doi: 10.1038/nature13531.

Réponse de Santé Canada

Les risques directs ou indirects pour les oiseaux insectivores ou d'autres espèces, en raison de sources alimentaires contaminées par des néonicotinoïdes, n'ont pas été pris en compte dans le projet de décision, car les deux examens spéciaux visaient à étudier les risques pour les communautés d'invertébrés aquatiques. Une évaluation complète des risques liés à la contamination des sources alimentaires pour les oiseaux et les mammifères sera réalisée dans le cadre des réévaluations cycliques de la clothianidine et du thiaméthoxame.

Les données nécessaires pour évaluer les effets indirects des pesticides dans le cadre d'une évaluation des risques environnementaux de Santé Canada ne sont pas disponibles pour le moment. Il n'existe pas de données robustes démontrant une relation de cause à effet entre l'exposition aux pesticides à un niveau trophique inférieur et la survenue d'effets à un niveau trophique supérieur. En outre, il existe de nombreux facteurs de confusion qui peuvent causer les effets observés aux niveaux trophiques supérieurs. La protection de la communauté des invertébrés aquatiques devrait permettre d'éviter les effets de cascade trophique associés à ces organismes considérés comme source de nourriture.

Commentaire 53 (Union nationale des fermiers) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

L'Union nationale des fermiers a demandé à Santé Canada de tenir compte des effets cumulés potentiels sur les écosystèmes dus à l'utilisation d'insecticides de la classe des néonicotinoïdes et à la diminution croissante des populations d'insectes causée par le stress climatique et d'autres facteurs inconnus. L'auteur du commentaire a fourni deux études qui examinent la réduction des populations d'insectes :

Lister, B.C. and A. Garcia. 2018. Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. Proceedings of the National Academy of Sciences 115(44): E10397-E10406; doi: 10.1073/pnas.1722477115. http://www.pnas.org/content/115/44/E10397

Hallmann, C.A., M. Sorg, E. Jongejans, H. Siepel, N. Hofland, H. Schwan, et al. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS ONE 12(10): e0185809. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809

Réponse de Santé Canada

Santé Canada reconnaît que plusieurs facteurs environnementaux, notamment les changements climatiques, la perte d'habitat et la contamination par des sources de pollution autres que les néonicotinoïdes, peuvent avoir un effet sur les populations d'invertébrés aquatiques. Cependant, ces facteurs extrinsèques ne sont pas couverts par l'évaluation de Santé Canada dans le cadre de ces examens spéciaux.

1.6.8 Excès de prudence et absence d'études d'impact en conditions réelles dans les conclusions des évaluations des risques

Commentaire 54 (Dow AgroSciences Canada Inc.) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Dow AgroSciences Canada Inc. a suggéré que la révocation de toutes les utilisations de ces principes actifs, en raison d'incertitudes dans la modélisation et la surveillance des eaux de surface, constitue un grave excès de prudence pour les raisons suivantes :

- Les modèles n'ont pas correctement pris en compte un certain nombre de facteurs variables, notamment la profondeur de semis, lors de l'examen des scénarios de ruissellement probable.
- Les données de surveillance des eaux de surface présentaient un certain nombre de problèmes : les limites de détection n'ont pas été publiées par l'ARLA en temps utile, ce qui a essentiellement invalidé une grande partie des données de 2017. En outre, les renseignements sur les sites n'étaient pas disponibles pour une grande partie des données de surveillance, et les concentrations indiquées par ces données ne pouvaient pas être attribuées à une culture ou à un profil d'emploi particulier.
- L'approche du poids de la preuve utilisée par l'ARLA n'a pas tenu compte de manière appropriée de deux études en mésocosme extérieur, qui auraient dû être pondérées de manière à refléter leur qualité supérieure.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada a proposé la révocation de toutes les utilisations extérieures de la clothianidine et du thiaméthoxame, car il n'avait pas été raisonnablement démontré que les risques pour les invertébrés aquatiques étaient acceptables, sur la base des données de modélisation et de surveillance des eaux disponibles pour le Canada. Dans le PSRD2018-01 et le PSRD2018-02, Santé Canada reconnaît les limites des données de modélisation et de surveillance des eaux au Canada pour la clothianidine et le thiaméthoxame, respectivement.

En ce qui concerne la modélisation de l'eau, toutes les utilisations n'ont pas été modélisées, mais des préoccupations importantes ont été relevées concernant les utilisations sur toute la plage des doses d'application autorisées au Canada. Santé Canada n'a ménagé aucun effort pour inclure les données environnementales et les pratiques agronomiques les plus pertinentes pour les régions et les scénarios modélisés.

En ce qui concerne la profondeur de semis jugée inappropriée, pour ces examens spéciaux, Santé Canada a consulté des groupes de producteurs canadiens afin d'obtenir des données représentatives sur les taux et les profondeurs de semis dans toutes les régions du pays. Santé Canada a également apporté un certain nombre d'améliorations aux modèles recommandées par l'EPA (Fry et Young, 2017), qui sont décrites dans les PSRD, y compris une évaluation des concentrations croissantes en fonction de la profondeur de semis pour certaines cultures. Parmi les facteurs propres aux néonicotinoïdes pris en compte dans la modélisation de l'eau, Santé Canada a intégré un nouveau facteur d'absorption des néonicotinoïdes pour les semences, basé sur des données de laboratoire concernant l'imidaclopride, un néonicotinoïde apparenté. Compte tenu des approches adoptées, Santé Canada estime que les CEE sont robustes pour les scénarios d'utilisation modélisés et n'a pas réexaminé les intrants de modélisation en prévision de sa décision réglementaire finale. Toutefois, à la suite des modifications apportées aux profils d'emploi autorisés pour le thiaméthoxame et la clothianidine dans le cadre des décisions finales relatives aux pollinisateurs (RVD2019-04 et RVD2019-05, respectivement), les scénarios de modélisation des eaux de surface ont été mis à jour en vue des décisions finales d'examen spécial concernant les invertébrés aquatiques (voir l'Évaluation scientifique du présent SRD et du SRD2021-04).

Santé Canada a fourni des indications sur les limites de détection (LD) aux membres du Groupe de travail sur la surveillance environnementale une fois que les critères d'effet toxicologique ont été établis. En raison du temps nécessaire pour effectuer un examen approfondi des données de toxicité et pour établir des critères d'effet appropriés, les LD n'ont pas pu être communiquées au début du processus d'examen spécial. Les données prises en compte dans les projets de décision d'examen spécial et pour lesquelles la LD était supérieure aux critères d'effet toxicologique déterminés à l'époque n'ont pas été invalidées. Toutefois, il subsistait une certaine incertitude dans les QR résultants pour les ensembles de données comportant un grand nombre d'échantillons sans valeur détectée, car ces échantillons se voyaient attribuer une valeur égale à la moitié de la LD.

Les limites analytiques de tous les programmes de surveillance pris en compte dans les décisions finales d'examen spécial sont bien inférieures aux critères d'effet toxicologique révisés de la clothianidine et du thiaméthoxame. Depuis la publication des projets de décision d'examen spécial, Santé Canada a reçu une grande quantité de données de surveillance sur les concentrations de néonicotinoïdes dans les plans d'eau représentatifs des habitats aquatiques des régions agricoles au Canada en 2018 et 2019. Dans son évaluation révisée pour les examens spéciaux de la clothianidine et du thiaméthoxame, Santé Canada a tenu compte des données de surveillance et des informations auxiliaires détaillées qui ont été soumises, lesquelles comprenaient des renseignements sur l'utilisation des terres avec des données de modélisation propres à une région ou à une culture. Santé Canada considère que les résultats des études en mésocosme extérieur sur des invertébrés aquatiques fournissent différents critères d'effet mesurables dans le cadre

de scénarios d'exposition plus réalistes pour l'évaluation des risques, lorsque les études sont scientifiquement fondées et qu'elles sont représentatives de l'exposition prévue et des espèces présentes dans l'environnement. Dans le cas des deux études en mésocosme fournies par le titulaire pour la clothianidine, vu l'ampleur des incertitudes liées à la durée d'exposition et au manque de représentation des espèces sensibles connues, Santé Canada a pu utiliser ces seuls résultats comme critères d'effet réglementaires définitifs.

Toutefois, Santé Canada a utilisé la CSEO en mésocosme tirée de l'étude dénotant la plus grande sensibilité (Hartgers et Roessink, 2015, n^{o} de l'ARLA 2713555) dans une approche fondée sur le poids de la preuve afin d'évaluer le risque que présente la clothianidine pour les invertébrés aquatiques. (Voir la section 1.3.1, Évaluation scientifique, du présent SRD pour de plus amples détails sur la façon dont le critère d'effet en mésocosme a été utilisé dans l'évaluation des risques.)

Commentaire 55 (Céréales Canada, Producteurs de grains du Canada, Team Alberta et Producteurs de grains du Québec) – PSRD2018-02

Plusieurs intervenants ont demandé des éclaircissements, car ils voulaient savoir pourquoi l'utilisation du thiaméthoxame comme produit de traitement des semences de blé ou d'orge de printemps a été incluse dans le projet d'abandon graduel de toutes les utilisations agricoles, alors que les CEE dues au ruissellement pour ce profil d'emploi ne dépassaient pas la CSEO en mésocosme ou la CE_{10} pour l'espèce la plus sensible, valeurs qui ont servi de fondement à la décision réglementaire.

Réponse de Santé Canada

Lorsque le projet de décision réglementaire visant la révocation de toutes les utilisations extérieures du thiaméthoxame a été publié, il n'était pas possible de déterminer avec une certitude raisonnable que les invertébrés aquatiques ne subiraient aucun dommage. Depuis la publication du PSRD2018-02, Santé Canada a reçu une grande quantité de données de surveillance pour 2018 et 2019 portant sur les concentrations de néonicotinoïdes dans les plans d'eau des régions agricoles du Canada. Dans sa décision finale d'examen spécial du thiaméthoxame, Santé Canada a tenu compte des données de surveillance et des informations auxiliaires détaillées qui ont été soumises, lesquelles comprenaient des renseignements sur l'utilisation des terres, de concert avec les résultats de la modélisation de l'eau pour les différentes cultures. Veuillez consulter l'Évaluation scientifique du document SRD2021-04 pour de plus amples renseignements.

Commentaire 56 (Saskatchewan Pulse Growers, Association canadienne des producteurs de semences, Fédération canadienne de l'agriculture et Agricultural Producers Association of Saskatchewan) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Dans le cadre d'une réponse coordonnée, plusieurs intervenants se sont inquiétés du fait que les projets de décision d'examen spécial pour la clothianidine et le thiaméthoxame ont été établis sur la base d'hypothèses trop prudentes, plutôt que sur des données concrètes qui reflètent la réalité sur le terrain.

Compte tenu des conséquences d'une perte potentielle d'accès à ces pesticides pour les producteurs canadiens, ils demandent à Santé Canada de tenir compte, dans le cadre du processus d'évaluation, des impacts négatifs potentiels qu'aurait la révocation de ces produits sur la santé humaine, l'environnement et l'économie canadienne.

Ils ont également demandé à Santé Canada de tenir compte de toutes les données disponibles, y compris les données de surveillance des eaux générées par le Groupe de travail sur la surveillance environnementale (GTSE) d'Agriculture et Agroalimentaire Canada pendant la saison de croissance 2018, afin d'approfondir les évaluations des risques, et de travailler avec les intervenants du secteur agricole pour comprendre les impacts potentiels que ces projets de décision auront à la fois sur le plan économique, humain et environnemental.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada s'engage à travailler avec tous les intervenants au sujet des décisions concernant l'examen spécial de la clothianidine et du thiaméthoxame, y compris le secteur agricole, l'industrie, les autres ministères et le milieu universitaire. Au cours de la période de consultation sur les documents PSRD2018-01 et PSRD2018-02, Santé Canada a reçu les commentaires de chacun de ces intervenants afin d'en tenir compte avant la prise d'une décision réglementaire finale. Santé Canada reconnaît que la révocation des utilisations extérieures de la clothianidine et du thiaméthoxame aurait des conséquences économiques défavorables. Toutefois, les considérations économiques ne peuvent l'emporter sur les risques pour la santé humaine ou l'environnement lors de la détermination des mesures d'atténuation appropriées. Lorsque Santé Canada homologue un produit, le Ministère s'assure que ce produit a une valeur pour les utilisations prévues (c'est-à-dire pour la santé, la sécurité, l'environnement, la société et l'économie), mais n'effectue pas d'analyse coûts-avantages à l'appui d'une décision. En vertu de la *Loi*, nos évaluations des risques doivent être fondées uniquement sur des données scientifiques. Lorsqu'une utilisation fait l'objet d'un abandon graduel, les impacts négatifs potentiels de l'abandon du produit sur la santé humaine et l'environnement sont pris en compte dans la durée de la période d'abandon graduel.

Depuis la publication des projets de décision d'examen spécial, Santé Canada a continué à travailler avec le GTSE**.** Santé Canada a reçu une grande quantité de données de surveillance sur les concentrations de néonicotinoïdes dans des plans d'eau représentatifs des habitats aquatiques des zones agricoles partout au Canada pour 2018 et 2019. Les données de surveillance et les informations auxiliaires soumises, qui comprenaient des renseignements sur l'utilisation des terres et les précipitations, ont été prises en compte dans l'évaluation révisée concernant les examens spéciaux de la clothianidine et du thiaméthoxame.

Commentaire 57 (Pulse Canada) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Pulse Canada a fait part de ses préoccupations quant au fait que les valeurs des critères d'effet toxicologique utilisés par Santé Canada dans les PSRD étaient différentes de celles qui avaient été discutées avec le sous-comité de surveillance des eaux d'Agriculture et Agroalimentaire Canada et par rapport à la surveillance des eaux provinciales pour la

saison 2017. Selon Pulse Canada, on ne voit pas clairement comment Santé Canada a choisi les espèces utilisées pour déterminer les critères d'effet aigus et chroniques, par rapport aux lignes directrices formulées par d'autres instances (par exemple l'OCDE, le CCME). Cela a causé une confusion chez les intervenants, qui ne savent pas trop quelles études ont été utilisées comme valeurs de référence dans le projet de décision et pour les risques. En outre, l'auteur du commentaire cite en référence des publications récentes de Finnegan *et al.*, 2017 (citée dans le PSRD2018-02) et Finnegan *et al.* (2018), qui montrent que le thiaméthoxame ne pose aucun risque pour les invertébrés aquatiques.

Finnegan, M.C., S. Emburey, U. Hommen, L.R. Baxter, P.F. Hoekstra, M.L. Hanson, H. Thompson and M. Hamer. 2018. A freshwater mesocosm study into the effects of the neonicotinoid insecticide thiamethoxam at multiple trophic levels. Environmental Pollution 242: 1 444-1 457.

Réponse de Santé Canada

Lors des examens spéciaux de la clothianidine et du thiaméthoxame, Santé Canada a travaillé en étroite collaboration avec Agriculture et Agroalimentaire Canada et le GTSE pour établir des limites de détection analytiques afin de s'assurer que les concentrations surveillées dans l'environnement puissent être utilisées dans l'évaluation des risques. Santé Canada a indiqué au groupe de travail que les critères d'effet étaient susceptibles d'être modifiés avant que des décisions ne soient proposées, en raison de l'examen des données supplémentaires sur la toxicité des néonicotinoïdes qui sont publiées en permanence dans la littérature ouverte. Le choix des critères d'effet à utiliser dans l'évaluation des risques est fondé sur la validité scientifique des études sous-jacentes, qui ont fait l'objet d'un examen approfondi par les pairs à Santé Canada et ont ensuite été soumises à un examen externe dans le cadre du processus de consultation publique.

Santé Canada a tenu compte des critères d'effet toxicologique signalés par Finnegan *et al*. (2017) dans le PSRD2018-02, et a tenu compte des critères d'effet obtenus en mésocosme et rapportés par Finnegan *et al*. (2018) dans l'Évaluation scientifique (voir la section 1.1.2).

1.6.9 Utilisation des lignes directrices internationales en matière d'évaluation des risques

Commentaire 58 (Producteurs de grains du Québec) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Les Producteurs de grains du Québec (PGQ) ont noté que dans les projets de décision, Santé Canada indique que certains aspects des examens spéciaux sont conformes aux lignes directrices établies par l'Autorité européenne de sécurité des aliments concernant la conduite des évaluations des risques en milieu aquatique (EFSA, 2013). Les PGQ soutiennent que le Canada ne devrait pas utiliser les lignes directrices de l'EFSA, qui balisent les décisions réglementaires dans l'Union européenne, car l'EFSA répond principalement aux préoccupations exprimées concernant les insectes pollinisateurs, qui ont déjà été prises en compte au Canada (PRVD2018-12 pour l'imidaclopride).

Les PGQ reconnaissent l'autorité du ministre pour ce qui est d'entreprendre des examens spéciaux en vertu du paragraphe 17(2) de la *Loi sur les produits antiparasitaires*, lorsque des préoccupations sont soulevées dans les pays membres de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). Toutefois, les PGQ notent que de nombreux pays de l'OCDE n'ont pas entrepris cette réévaluation et que même après une telle

réévaluation, ils ne prévoient pas de révoquer l'approbation de la clothianidine et du thiaméthoxame. Les PGQ estiment qu'il est impératif que Santé Canada prenne ses propres décisions réglementaires indépendantes, en se fondant sur des données scientifiques et en tenant compte des réalités agricoles et climatiques du Canada, et qu'il ne copie pas les décisions prises par d'autres.

Réponse de Santé Canada

Dans les projets de décision d'examen spécial portant sur la clothianidine et le thiaméthoxame, Santé Canada a fait référence aux lignes directrices de l'EFSA (2013) concernant les exigences en matière de données pour la construction des DSE, afin de déterminer les valeurs CD_5 qui pourraient être utilisées comme critères d'effet réglementaires. Santé Canada n'utilise pas la stratégie européenne d'évaluation des risques pour la vie aquatique telle qu'elle est décrite dans le document de l'EFSA (2013). Santé Canada s'appuie plutôt sur ses propres méthodes d'estimation des risques, basées sur les degrés d'exposition prévus (par modélisation) et observés, et sur ses propres évaluations des effets. Veuillez consulter l'Évaluation scientifique du présent SRD et du SRD2021-04 pour une description complète des méthodes d'évaluation des risques utilisées pour la clothianidine et le thiaméthoxame, respectivement.

Comme il est indiqué à la section 3.0 des documents PSRD2018-01 et PSRD2018-02, Santé Canada a entrepris ces examens spéciaux en application du paragraphe 17(1) de la *Loi sur les produits antiparasitaires*, qui stipule que le ministre doit entreprendre un examen spécial lorsqu'il existe des motifs raisonnables de croire que les risques pour la santé ou l'environnement sont inacceptables. Ces examens spéciaux ont été lancés en raison des préoccupations exprimées au sujet de la présence de clothianidine et de thiaméthoxame dans les eaux de surface canadiennes à des concentrations pouvant présenter un risque pour les invertébrés aquatiques. Bien que Santé Canada puisse entreprendre des examens spéciaux sur la base de décisions réglementaires prises dans les pays de l'OCDE [paragraphe 17(2)], cela n'a pas été le cas pour ces examens spéciaux.

1.7 Atténuation

1.7.1 Réduction de l'utilisation des néonicotinoïdes par le biais de la réglementation provinciale

Commentaire 59 (Syngenta Canada Inc. et Producteurs de grains du Québec) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Les auteurs du commentaire ont noté que les récents changements apportés à la réglementation provinciale en Ontario et au Québec exigent une justification agronomique pour la vente et l'utilisation des néonicotinoïdes depuis 2018 et pourraient réduire les concentrations dans l'environnement. Les PGQ soulignent que les gouvernements provinciaux ont choisi d'adopter des règlements supplémentaires plutôt que d'interdire les néonicotinoïdes, afin de maintenir des utilisations importantes. Les PGQ estiment que la mise en œuvre de nouveaux programmes de surveillance des eaux, de nouvelles pratiques agronomiques (réglementation) et de meilleurs outils de gestion des connaissances permettront aux organismes de réglementation de suivre les tendances à l'égard des

concentrations de néonicotinoïdes et de prendre des décisions éclairées en matière d'atténuation, au lieu d'interdire totalement leur utilisation.

Réponse de Santé Canada

Depuis la publication des projets de décision d'examen spécial, Santé Canada a reçu une grande quantité de données de surveillance sur les concentrations de néonicotinoïdes dans les plans d'eau représentatifs des habitats aquatiques des zones agricoles partout au Canada pour 2018 et 2019. La réglementation provinciale en Ontario et au Québec pourrait avoir comme effet de réduire les concentrations de néonicotinoïdes dans les systèmes aquatiques. Cependant, les données sont encore insuffisantes pour évaluer l'impact de ces récentes modifications réglementaires. Lors de l'évaluation des risques, les homologations nationales tiennent compte de toutes les conditions d'utilisation permises. Les provinces peuvent cependant appliquer une réglementation plus stricte que ce qui est autorisé par la *Loi sur les produits antiparasitaires*.

1.7.2 Utilisation de bandes de végétation filtrantes

Commentaire 60 (Conseil canadien du canola, Conseil canadien de la pomme de terre, ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan, Bayer CropScience, Valent Canada et Pulse Canada) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

L'utilisation de bandes de végétation filtrantes (BVF) pour protéger les eaux de surface contre les effets de la clothianidine et du thiaméthoxame provenant des eaux de ruissellement a été mentionnée dans plusieurs commentaires, notamment ceux du Conseil canadien du canola, du Conseil canadien de la pomme de terre, du ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan, de Bayer CropScience, de Valent Canada et de Pulse Canada. Un thème central de tous les commentaires sur les BVF était que celles-ci devraient être mises en œuvre, conjointement avec d'autres pratiques exemplaires de gestion employées comme mesures d'atténuation, car il est prouvé qu'elles peuvent être très efficaces pour réduire les charges de pesticide dans les eaux de ruissellement.

Les études réalisées par Denning *et al.* (2004; n^{o} de l'ARLA 2518467) et Hladik *et al.* (2017; n^{o} de l'ARLA 2866915), précédemment rejetées par Santé Canada, car « aucune mesure quantifiable pour réduire le ruissellement des néonicotinoïdes dans les plans d'eau, à l'aide de bandes de végétation filtrantes, n'a pu être établie » (voir la monographie de la Division de l'évaluation environnementale pour le PSRD2018-01; n^{o} de l'ARLA 2856238), ont été abondamment citées à l'appui de l'utilisation des BVF afin d'atténuer le ruissellement des néonicotinoïdes. Outre ces deux études, celles de Liu *et al.* (2002; n^{o} de l'ARLA 3131570), Hoekstra et Hannam (2017; n^{o} de l'ARLA 3131569), Reichenberger *et al.* (2019; n^{o} de l'ARLA 3131573), Carluer *et al.* (2017; n^{o} de l'ARLA 3131565), Yu *et al.* (2019; n^{o} de l'ARLA 3131578, citée dans plusieurs commentaires comme ceux de Congrong *et al.* 2019) et Satkowski *et al.* (2018; n^{o} de l'ARLA 3131574) ont toutes été citées comme preuves supplémentaires favorisant l'utilisation des BVF.

Le Conseil canadien du canola a également indiqué que les pratiques de conservation du sol et l'évitement des activités de travail du sol (disquage, travail profond du sol) autour des milieux humides peuvent jouer un rôle important dans l'atténuation du mouvement du

thiaméthoxame et de la clothianidine vers les plans d'eau, car ces pratiques contribuent à maintenir la couverture végétale et les matières organiques du sol. En plus d'atténuer la migration des pesticides, les BVF et le travail de conservation du sol favorisent la diversité des espèces de végétaux, d'insectes et d'oiseaux, améliorent la séquestration du carbone dans le sol et fournissent d'autres services écosystémiques, notamment le maintien de la structure et de la fertilité du sol dans les agroécosystèmes (Schulte *et al*., 2017; n^{o} de l'ARLA 3131576, Yu *et al.*, 2019).

Réponse de Santé Canada

Santé Canada reconnaît que les BVF peuvent être utiles pour atténuer les effets des pesticides transportés par ruissellement vers les écosystèmes aquatiques. Récemment, Santé Canada a exigé l'utilisation de BVF pour les pesticides ayant une faible solubilité dans l'eau, des coefficients d'adsorption élevés ou qui sont persistants et toxiques pour les organismes aquatiques. Les BVF sont plus efficaces pour piéger et retenir les pesticides sorbés que les pesticides solubles (USDA, 2000; n^{o} de l'ARLA 3131577, Arora *et al.*, 2010; n^{o} de l'ARLA 3131564; Yu *et al.*, 2019), car la végétation dense d'une BVF ralentit le ruissellement, diminuant ainsi la capacité de transport des eaux de ruissellement, ce qui augmente le dépôt des sols en suspension et les pesticides qui y sont sorbés (Dillaha *et al.*, 1986; n^{o} de l'ARLA 3131567, Patty *et al*., 1997; n^{o} de l'ARLA 3131571). C'est pourquoi Santé Canada considère actuellement les BVF comme un outil d'atténuation viable pour les pesticides présentant ces caractéristiques.

La clothianidine et le thiaméthoxame sont caractérisés par de faibles coefficients de partage dans le sol et des solubilités élevées (valeurs K_{co} moyennes de 84 et 33,1 et solubilités dans l'eau de 327 et 4 100 pour la clothianidine et le thiaméthoxame, respectivement; voir le tableau A.3.4 du PSRD2018-01 et du PSRD2018-02). En raison de ces caractéristiques, l'utilisation des BVF peut être moins appropriée pour retenir ces pesticides.

Bien qu'il commence à y avoir des données indiquant que les BVF peuvent prévenir dans une certaine mesure le ruissellement hors champ des produits chimiques mobiles solubles, les études citées ne contenaient pas de données robustes dans divers contextes météorologiques et topographiques qui permettent de réduire de manière répétable et quantifiable les apports de pesticides dans les plans d'eau sensibles. À l'heure actuelle, sur la base des renseignements disponibles, Santé Canada ne peut être certain que les BVF réduiraient les apports de néonicotinoïdes à des concentrations acceptables de façon constante dans diverses conditions propres aux sites.

1.7.3 Résidus de néonicotinoïdes présents dans les poussières diffuses produites lors du semis de semences traitées

Commentaire 61 (membre du public) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Une personne œuvrant dans le milieu universitaire a présenté un exposé de position à Santé Canada en réponse aux documents PSRD2018-01 et PSRD2018-02, soutenant que la perte physique du principe actif des enrobages de semences pendant le semis, ainsi que la poussière qui est subséquemment produite par les planteuses sous vide constituent une

source importante de contamination des systèmes aquatiques par les néonicotinoïdes. Au lieu d'une interdiction complète des néonicotinoïdes, elle propose que Santé Canada adopte plutôt des normes d'émissions basées sur le rendement pour les producteurs, grâce aux mesures d'atténuation décrites dans son exposé. Cette personne a cité en référence un certain nombre de ses documents de recherche, publiés ou en cours de publication, afin d'étayer ses conclusions concernant la contamination aux néonicotinoïdes par les poussières diffuses qui sont produites derrière les planteuses commerciales sous vide.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada remercie l'auteur de ce commentaire pour ses recherches et reconnaît que les poussières diffuses provenant des semences traitées au moment du semis peuvent constituer une source de contamination des habitats aquatiques par les pesticides. Une série de publications ont porté sur les facteurs influant sur les concentrations totales de néonicotinoïdes (clothianidine + thiaméthoxame) dans les gaz d'échappement des planteuses sous vide et la poussière générée par les opérations typiques de semis du maïs dans le sud-ouest de l'Ontario. Ces publications montrent que la poussière contenant des pesticides peut pénétrer dans les eaux au Canada après le semis de semences traitées. Cependant, les concentrations moyennes de néonicotinoïdes récupérées dans les gaz d'échappement des planteuses étaient généralement faibles, la plupart des données indiquant des émissions de < 0,5 g/ha ou environ 2,6 % de la quantité appliquée aux semences (Schaafsma *et al*., 2018; n^{o} de l'ARLA 3131079).

Santé Canada reconnaît la valeur des mesures visant à atténuer la production de poussières diffuses lors du semis et soutient la nouvelle norme ISO visant à réduire les effets sur l'environnement de l'échappement des ventilateurs des systèmes pneumatiques (ISO 17962:2015). Cette norme ISO volontaire s'applique aux systèmes de semis nouvellement fabriqués. Toutefois, on peut continuer à utiliser du matériel de semis qui n'est pas conforme à la nouvelle norme. Si les poussières diffuses peuvent contribuer aux concentrations de néonicotinoïdes dans les eaux de surface, d'autres voies d'exposition peuvent également y contribuer (par exemple, pulvérisation foliaire, ruissellement de surface). La contribution relative des poussières diffuses aux concentrations de néonicotinoïdes dans les eaux de surface n'est pas claire et devrait être faible par rapport aux autres voies d'exposition. Il n'est pas évident qu'en atténuant la production de poussières diffuses, on puisse limiter de manière adéquate les concentrations de néonicotinoïdes dans les eaux de surface.

1.7.4 Pratiques agronomiques exemplaires

Commentaire 63 (Pulse Canada) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

L'industrie canadienne des légumineuses à grains a suggéré que la révocation de l'homologation d'un produit ou son interdiction ne constitue pas une mesure d'atténuation des risques, et il serait préférable de recourir à d'autres options d'atténuation des risques. Pulse Canada fait remarquer ce qui suit :

a. L’EPA et l’EFSA ont toutes deux estimé que le traitement des semences présentait le risque le plus faible pour les récepteurs aquatiques, tandis que l’application par pulvérisation foliaire présentait le risque le plus grand.
b. Les résultats de Giroux et Fortin (2010) étayent les recommandations concernant la distance de retrait entre le bord du champ et le récepteur aquatique le plus près.

Giroux, I. et J. Fortin. 2010. Pesticides dans l’eau de surface d’une zone maraîchère – Ruisseau Gibeault-Delisle dans les « terres noires » du bassin versant de la rivière Châteauguay de 2005 à 2007, juin 2010, CODO : 8.6. Nº de l’ARLA 2035772.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada convient que la modélisation environnementale semble indiquer que les utilisations pour le traitement des semences présentent un risque plus faible que les applications par pulvérisation (voir l’Évaluation scientifique, section 1.3.4.1,pour un résumé des quotients de risque par ruissellement pour toutes les méthodes d’application). Depuis la publication des projets de décision d’examen spécial, Santé Canada a reçu une grande quantité de données de surveillance sur les concentrations de néonicotinoïdes en 2018 et 2019 dans les plans d’eau des régions agricoles partout au Canada, y compris les Prairies, où les néonicotinoïdes sont surtout utilisés pour le traitement des semences. Les données de surveillance et les informations auxiliaires soumises, qui comprenaient des renseignements sur l’utilisation des terres et, à l’occasion, sur l’utilisation des néonicotinoïdes.

Pulse Canada a indiqué que les résultats de l’étude de Giroux et Fortin (2010) corroborent l’utilisation de distances de retrait des cultures pour atténuer les concentrations de néonicotinoïdes dans les eaux réceptrices. Le rapport mentionné est une étude des concentrations de pesticides dans le ruisseau Gibeault-Delisle, au Québec, de 2005 à 2007. L’étude montre qu’une grande partie des échantillons prélevés dans ce petit ruisseau présentait des concentrations élevées de nombreux pesticides, dont l’imidaclopride. Une grande partie du bassin hydrographique était cultivée, les principales cultures étant les légumes, ainsi que le maïs et le soja. L’étude n’examine pas le rôle du retrait des plantations dans la réduction de la contamination par les pesticides, mais démontre que, dans le cadre d’une production agricole intense, on peut s’attendre à des concentrations élevées de pesticides dans les eaux de surface, y compris l’imidaclopride.

En vue de sa décision réglementaire finale, Santé Canada a envisagé un certain nombre d’options d’atténuation en plus de la révocation des homologations de la clothianidine et du thiaméthoxame, par exemple l’atténuation du ruissellement par l’utilisation obligatoire de bandes de végétation filtrantes, l’atténuation de la dérive de pulvérisation par l’utilisation de zones tampons, la localisation des surfaces à semer ou à planter dans les milieux humides, la gestion des poussières diffuses et la réduction de la charge environnementale par la restriction de certaines utilisations (voir l’Évaluation scientifique, section 1.6 du présent SRD, pour un exposé complet sur les options d’atténuation).

Commentaire 63 (Bayer CropScience) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Bayer CropScience a suggéré que les pratiques de semis peuvent jouer un rôle essentiel lorsqu'on cherche à déterminer si des néonicotinoïdes ou d'autres produits chimiques agricoles seront présents dans un milieu humide de prairie. Par exemple :

- La présence de milieux humides dans un secteur où un champ a été ensemencé l'année précédente peut entraîner des concentrations de néonicotinoïdes plus élevées que prévu (c'est-à-dire que les champs sont ensemencés, indépendamment de la probabilité que la culture survive ou donne une récolte saine).
- Le fait de semer la culture le plus près possible d'un milieu humide, sans tenir compte du succès potentiel de la culture, présente deux problèmes : 1) toute bande de végétation filtrante est réduite au minimum et 2) les cultures peuvent ne pas bien pousser dans les secteurs humides autour de la zone humide, laissant ainsi des parcelles de sol dénudé sujettes au ruissellement et à l'érosion.

Bayer CropScience suggère ce qui suit : « On peut réduire le potentiel de ruissellement des résidus en limitant l'utilisation des néonicotinoïdes et des autres produits chimiques agricoles dans les endroits situés directement autour d'une zone humide. Cultiver une végétation indigène dans ces endroits assurerait un meilleur effet tampon à l'égard du ruissellement et réduirait autant que possible l'érosion potentielle dans ces endroits. Bien que les concentrations de néonicotinoïdes dans les milieux humides des Prairies soient généralement inférieures aux concentrations préoccupantes pour les invertébrés aquatiques, de meilleures pratiques agricoles permettraient de réduire davantage la probabilité d'exposition. ».

Réponse de Santé Canada

Santé Canada soutient entièrement les pratiques agronomiques améliorées.

Dans son étude de surveillance des eaux de surface de 2019 dans les milieux humides de la Saskatchewan, Bayer CropScience a conclu que l'augmentation des concentrations de clothianidine dans les milieux humides dépendait en partie des distances réduites entre l'eau de la zone humide et le champ planté. Une corrélation négative significative a été trouvée entre la concentration moyenne de clothianidine et la distance (jusqu'à 30 m) du champ ensemencé (coefficient de -0,34; P = 0,039) (nº de l'ARLA 3050881).

Bien que cette étude ne permette pas de déterminer une distance de retrait définitive en vue d'atténuer les risques pour les invertébrés aquatiques, elle confirme l'utilité des marges de retrait des plantations comme bonne pratique agronomique afin de réduire la contamination par les néonicotinoïdes.

Commentaire 64 (Dow AgroSciences Canada Inc.) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

L'auteur du commentaire a suggéré l'élaboration d'un plan visant à surveiller l'effet des concentrations de néonicotinoïdes sur les organismes aquatiques en conditions naturelles lorsque de nouvelles mesures d'atténuation des risques doivent être appliquées.

Les mesures d'atténuation pourraient également inclure la priorisation des utilisations (y compris le traitement des semences et l'utilisation sur des cultures précises), et la révision des doses et du nombre d'applications par saison.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada examinera les données de biosurveillance sur le terrain générées par les titulaires à l'appui des futures demandes d'homologation. Santé Canada encourage les titulaires à communiquer avec le Ministère afin de discuter de la conception et des protocoles potentiels avant le début de ces études.

Dans le cadre des évaluations des risques qui ont précédé les décisions finales concernant l'examen spécial de la clothianidine et du thiaméthoxame, Santé Canada a envisagé des options d'atténuation pour toutes les utilisations entraînant un dépassement du niveau préoccupant. Lorsqu'il existait une plage de doses homologuées pour une même culture, Santé Canada a examiné les risques associés à des doses et à des nombres d'applications réduits et a proposé des mesures d'atténuation, le cas échéant (voir l'Évaluation scientifique, section 1.5 du présent SRD).

Commentaire 65 (ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan a demandé à Santé Canada de revoir son projet de décision en ce qui concerne le traitement à la clothianidine des semences de canola et de céréales à petits grains (blé, orge, avoine) dans les Prairies canadiennes, pour les raisons suivantes :

- On a constaté que ce profil d'emploi représente un risque négligeable pour les pollinisateurs et les données de surveillance des eaux montrent des concentrations de néonicotinoïdes qui représentent un faible risque pour les organismes aquatiques en Saskatchewan.
- Le principal profil d'emploi de la clothianidine [et du thiaméthoxame] en Saskatchewan est l'enrobage des semences afin de protéger le canola contre les altises. Les applications sur les céréales à petits grains sont moins répandues. S'il estime qu'il serait difficile de réduire les risques en diminuant l'utilisation de la clothianidine, le ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan est d'avis que les données de surveillance des eaux présentées montrent que seule une réduction minimale de l'utilisation est nécessaire pour éviter que le profil d'emploi principal ait d'éventuels effets négatifs sur les communautés d'arthropodes aquatiques en Saskatchewan. De plus, étant donné la popularité croissante des produits d'enrobage des semences à base de cyantraniliprole pour protéger les semis de canola, l'utilisation des produits de traitement des semences à base de néonicotinoïdes a déjà quelque peu diminué.

Réponse de Santé Canada

Lorsque le projet de décision réglementaire visant la révocation de toutes les utilisations extérieures a été publié, il n'a pas été possible de déterminer avec une certitude raisonnable que les invertébrés aquatiques ne subiraient pas de dommages dans les provinces des Prairies. Depuis la publication des PSRD, Santé Canada a reçu du GTSE des données de haute qualité provenant de la surveillance des eaux dans les régions du Canada en 2018 et 2019. Ces données ont toutes été prises en compte dans les décisions réglementaires finales concernant la clothianidine et le thiaméthoxame. À la lumière des nouveaux renseignements reçus à la suite de la consultation, Santé Canada a revu son évaluation des risques et juge maintenant les risques acceptables pour plusieurs utilisations, notamment le traitement des semences, qui est surtout utilisé dans les Prairies.

Commentaire 66 (Dow AgroSciences Canada Inc.) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Dow AgroSciences Canada Inc. a proposé une stratégie de remplacement pour la gestion des risques, qui comporte les éléments suivants :

- *Maintenir les utilisations existantes pour le traitement des semences, étant donné l'absence de principes actifs de remplacement.*
- *Inclure des zones tampons plus restrictives sur l'étiquette des produits.*
- *Lever les incertitudes concernant les données de modélisation de l'eau et l'évaluation des risques environnementaux.*
- *Établir un programme triennal de surveillance de la qualité de l'eau conforme aux bonnes pratiques de laboratoire, avec la participation des intervenants, afin de combler les lacunes de l'approche actuelle.*
- *Reporter la finalisation des examens spéciaux jusqu'à ce que les restrictions figurant sur l'étiquette soient appliquées et que de nouvelles données de surveillance des eaux de qualité élevée soient disponibles.*

Réponse de Santé Canada

Depuis la publication des projets de décision, Santé Canada a reçu une quantité importante de données robustes de surveillance et d'informations auxiliaires détaillées. Ces données ont été prises en compte dans les décisions finales concernant l'examen spécial, en ce qui concerne les risques associés aux utilisations actuelles pour le traitement des semences (voir l'Évaluation scientifique du présent SRD et du SRD2021-04 pour de plus amples détails).

Santé Canada a envisagé l'utilisation de zones tampons de pulvérisation et de bandes de végétation filtrantes (BVF) pour atténuer le déplacement des néonicotinoïdes vers les milieux aquatiques. Des zones tampons de pulvérisation seront nécessaires afin d'atténuer les risques pour les invertébrés aquatiques que pose la dérive lors de l'application foliaire de clothianidine et de thiaméthoxame (voir l'Évaluation scientifique du présent SRD et du SRD2021-04 pour de plus amples détails). L'utilisation de BVF et de zones de retrait des plantations afin d'atténuer le ruissellement vers les habitats aquatiques est traitée dans le présent document, aux sections 1.7.2 et 1.7.4, respectivement.

Santé Canada est favorable à la création d'un réseau pancanadien de surveillance des pesticides et collabore activement avec les intervenants (voir la section 1.5.1 du présent document pour de plus amples détails). Cependant, comme il est indiqué à la section 1.8.1 du présent document, Santé Canada ne peut pas reporter la finalisation des examens spéciaux jusqu'à ce que l'efficacité des mesures d'atténuation soit évaluée à la lumière de nouvelles données de surveillance des eaux.

1.7.5 Atténuation du ruissellement dans les pépinières

Commentaire 67 (Association canadienne des pépiniéristes et des paysagistes) – PSRD2018-02

De nombreuses pépinières produisant du matériel de pépinière en contenants recueillent et réutilisent les eaux de ruissellement. Les mesures d'atténuation du ruissellement proposées pour les cultures en serre devraient s'appliquer également à la production de matériel de pépinière en contenants. Le matériel de pépinière en contenants est cultivé dans des pots qui contiennent des milieux sans terre. C'est d'ailleurs dans ce système de production que les charançons des racines sont particulièrement destructeurs.

Réponse de Santé Canada

À la suite de la décision de la réévaluation du thiaméthoxame axée sur les insectes pollinisateurs (RVD2019-04), toutes les applications foliaires et au sol sur les plantes ornementales d'extérieur et de serre qui seront plantées à l'extérieur et qui attirent les pollinisateurs ont fait l'objet d'un abandon afin d'assurer la protection des pollinisateurs. Seules les utilisations sur les plantes ornementales d'extérieur et les plantes de pépinières qui n'attirent pas les pollinisateurs seront soutenues après le 11 avril 2022. Pour le matériel de pépinière produit après cette date, le thiaméthoxame ne pourra être appliqué qu'une fois par saison à raison de 70 g p.a./ha sur les conifères à feuillage persistant et les graminées ornementales.

Sur la base des données de surveillance des eaux disponibles dans les régions où des pépinières sont présentes dans le bassin hydrographique, les concentrations de thiaméthoxame n'ont pas dépassé le niveau préoccupant pour ce qui est des effets aigus ou chroniques sur les invertébrés aquatiques. Compte tenu de ces facteurs, Santé Canada appuie le maintien de l'utilisation du thiaméthoxame par application foliaire sur les plantes de pépinière qui n'attirent pas les pollinisateurs.

1.7.6 Atténuation des eaux de drainage dans la production de canneberges

Commentaire 68 (Club Environnemental et Technique Atocas Québec – Association des producteurs de canneberges) – PSRD2018-02

L'Association des producteurs de canneberges a demandé à Santé Canada d'envisager d'autoriser les producteurs à n'utiliser qu'une seule application de thiaméthoxame à pleine dose pour lutter contre les charançons au moins deux semaines avant la floraison. Les producteurs devraient conserver les eaux de drainage, ainsi que l'eau des étangs ou des réservoirs de la ferme, pendant au moins deux semaines après une application de thiaméthoxame. Cela permettrait d'éviter que les résidus de pesticide ne soient rejetés dans l'environnement. Cette mesure serait autorisée pour une durée limitée jusqu'à ce qu'un insecticide de remplacement efficace soit disponible.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada a déterminé que les applications de thiaméthoxame sur les canneberges et les autres petits fruits de plantes naines (groupe de cultures 13-07G) avant et pendant la floraison présentent un risque pour les pollinisateurs (PRVD2017-24). Par conséquent, les applications foliaires de thiaméthoxame sur les cultures du groupe 13-07G (y compris la canneberge) sont limitées aux périodes postfloraison uniquement (RVD2019-04). Santé Canada ne soutient donc pas une application unique à pleine dose avant la floraison sur les canneberges, comme il est recommandé. Cependant, Santé Canada considère qu'une seule application de thiaméthoxame après la floraison à la dose maximale unique actuelle de 70 g p.a./ha représente un risque minimal pour les invertébrés aquatiques, compte tenu des doses d'application propres aux cultures de canneberges. Comme l'a noté le Club Environnemental et Technique Atocas Québec, les pratiques agronomiques pour la production de canneberges comprennent souvent la recirculation ou la rétention de l'eau d'irrigation, afin que les producteurs puissent garder l'eau dans leur exploitation pendant plusieurs semaines avant de la libérer. Les données de surveillance des milieux humides dans les Prairies indiquent un temps de dissipation moyen de 50 % sur 11,6 jours pour le thiaméthoxame dans les eaux de surface (voir l'Évaluation scientifique à la section 1.3.4 du SRD2021-04). Étant donné le délai entre l'application foliaire, l'irrigation ou l'inondation des champs de canneberges et la libération subséquente de l'eau de drainage ainsi que la dilution qui se produira dans le plan d'eau récepteur, Santé Canada ne s'oppose pas à ce que l'on effectue une seule application après la floraison à la dose maximale unique de 70 g p.a./ha, à la condition que l'eau de rétention soit conservée au moins deux semaines avant d'être libérée.

1.8 Projet de décision d'homologation

1.8.1 Recommandation de reporter les décisions réglementaires concernant la clothianidine et le thiaméthoxame

Commentaire 69 (Conseil canadien du canola, Alberta Canola Producers Commission, Saskatchewan Canola Development Commission, CropLife Canada et Dow AgroSciences Canada Inc.) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

De nombreux groupes de producteurs et le secteur de la protection des cultures ont fait part de leurs commentaires, demandant à Santé Canada de reporter la prise de décisions réglementaires finales sur la clothianidine et le thiaméthoxame pour la protection des invertébrés aquatiques jusqu'à ce que le secteur ait mis au point des mesures efficaces d'atténuation des risques et que de nouvelles données de surveillance des eaux de qualité élevée soient disponibles.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada ne peut pas retarder la prise d'une décision réglementaire finale jusqu'à ce que des mesures d'atténuation vérifiées soient en place. Depuis la publication des projets de décision d'examen spécial pour la clothianidine et le thiaméthoxame en 2018, Santé Canada a mené de nombreuses consultations auprès des titulaires et des intervenants du milieu agricole, y compris plusieurs auteurs ayant formulé des commentaires, afin d'explorer les mesures qui permettraient d'atténuer les risques associés aux utilisations extérieures de ces néonicotinoïdes. Santé Canada a examiné les données de qualité élevée de surveillance des eaux canadiennes couvrant deux années supplémentaires (2018 et 2019) et les nouveaux renseignements fournis sur les options d'atténuation, notamment les bandes de végétation filtrantes et la gestion des poussières diffuses. Santé Canada a pris en compte l'ensemble de ces renseignements dans ses décisions réglementaires finales concernant la clothianidine et le thiaméthoxame.

1.8.2 Recommandations pour des mesures réglementaires supplémentaires

Commentaire 70 (Canards Illimités Canada) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Canards Illimités Canada (CIC) soutient la décision de Santé Canada visant l'abandon graduel de l'utilisation préoccupante de la clothianidine et du thiaméthoxame, car ces substances pourraient s'accumuler dans le sol et les eaux souterraines, menaçant à terme les invertébrés aquatiques dans les milieux humides. CIC a formulé les recommandations suivantes afin d'appuyer des décisions prudentes concernant leur utilisation :

1. *Le gouvernement du Canada devrait accroître ses efforts et ses investissements dans la surveillance et l'évaluation de la qualité de l'eau à l'échelle du pays afin d'appuyer les futures décisions politiques et réglementaires liées à la lutte antiparasitaire. Il devrait collaborer avec les gouvernements provinciaux et territoriaux, l'industrie, les organisations non gouvernementales et la communauté scientifique pour améliorer la collecte de données, la recherche et l'évaluation. CIC a contribué à ces efforts dans le cadre du Groupe de travail sur la surveillance environnementale du Forum multilatéral d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, et en collaborant avec le Conseil canadien du canola pour mieux évaluer la présence et les concentrations de néonicotinoïdes dans les milieux humides des Prairies.*

2. *Le gouvernement du Canada devrait travailler avec les partenaires de l'industrie, des universités et les organisations non gouvernementales intéressées pour rechercher, mettre au point et promouvoir des méthodes antiparasitaires de remplacement dans un cadre de lutte antiparasitaire intégrée afin de protéger l'environnement sans compromettre indûment la compétitivité des producteurs agricoles.*
3. *À l'instar de ses homologues en Ontario et en Europe, l'ARLA devrait travailler avec l'industrie et les autres intervenants afin de déterminer les stratégies et les échéanciers appropriés qui permettront de réduire le risque d'impacts environnementaux dus à l'utilisation des néonicotinoïdes, ce qui pourrait comprendre leur abandon graduel.*

Réponse de Santé Canada

Santé Canada continue de collaborer avec les gouvernements provinciaux et territoriaux, l'industrie, les organisations non gouvernementales et la communauté scientifique par l'intermédiaire de groupes de travail comme le Groupe de travail fédéral, provincial et territorial sur les pesticides, les groupes de travail sur l'atténuation et la surveillance environnementale d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, et CropLife Canada, et le Ministère participe à des conférences internationales. Grâce à ces initiatives, Santé Canada a pu renforcer la collaboration en matière de données et solliciter une quantité importante de données de haute qualité sur la surveillance des néonicotinoïdes dans les plans d'eau, ce qui n'avait pas été possible auparavant pour d'autres pesticides. La mise en place de ce réseau de chercheurs au Canada permettra également à Santé Canada de mieux se positionner pour répondre aux nouveaux problèmes liés aux pesticides et obtenir des données de surveillance précieuses pour éclairer les réévaluations et les examens spéciaux futurs. Par exemple, pour mieux aider les partenaires de recherche à concentrer leurs efforts de surveillance, Santé Canada est en train de créer une base de données sur les priorités en matière de surveillance des eaux, afin de répertorier les produits chimiques actuellement sur le marché qui peuvent présenter le plus grand risque de migration vers les eaux de surface et souterraines et également un risque pour l'environnement en raison de leurs profils de toxicité. De plus, grâce à ces partenariats, Santé Canada a évalué un certain nombre de stratégies d'atténuation potentielles pour les néonicotinoïdes, notamment l'utilisation de bandes de végétation filtrantes, la gestion de la dérive de pulvérisation, les mesures d'atténuation relatives aux serres et la gestion des poussières diffuses (voir la section 1.7 du présent document, et les Évaluations scientifiques).

Commentaire 71 (Fondation David Suzuki) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

La Fondation David Suzuki s'inquiète du fait que les récentes décisions d'homologation de nouveaux insecticides systémiques pourraient à terme compromettre les objectifs de réduction des risques dans le cadre du projet d'abandon graduel de l'imidaclopride, de la clothianidine et du thiaméthoxame. Elle note également que si des mises en garde sont actuellement exigées sur l'étiquette des produits contenant de la clothianidine et du thiaméthoxame, des concentrations présentant un risque pour les insectes aquatiques ont été détectées dans les eaux de surface canadiennes. La Fondation recommande donc que Santé Canada évite de se fier aux mises en garde sur l'étiquette pour réduire les risques jusqu'à ce que l'efficacité de cette approche puisse être démontrée.

Réponse de Santé Canada

Pour rendre ses décisions finales concernant les examens spéciaux de la clothianidine et du thiaméthoxame, Santé Canada a procédé à une réévaluation approfondie des renseignements disponibles, notamment les données de surveillance des eaux au Canada et les données de toxicité pour les invertébrés aquatiques récemment publiées. Pour les utilisations dont le maintien de l'homologation a été jugé acceptable, Santé Canada estime que les conditions d'utilisation qui seront mises à jour et précisées sur l'étiquette des produits permettront d'atténuer les risques pour les communautés d'invertébrés aquatiques.

Les produits antiparasitaires ne sont homologués que lorsqu'ils présentent une valeur et que les risques pour la santé humaine et l'environnement sont acceptables si le mode d'emploi figurant sur l'étiquette est respecté. L'étiquette des produits contient un mode d'emploi juridiquement contraignant, dont la violation constitue une infraction à la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Les étiquettes comportent des mesures d'atténuation obligatoires, des mises en garde et les meilleures pratiques de gestion non obligatoires. Les mises en garde et les meilleures pratiques de gestion non obligatoires ne sont pas conçues pour atténuer les risques afin de les rendre acceptables, mais visent plutôt à informer les utilisateurs des propriétés du pesticide et à promouvoir une bonne gérance de l'environnement. Ces énoncés figurent sur les étiquettes des produits dont le risque a déjà été jugé acceptable sur la base des mesures d'atténuation obligatoires imposées (c'est-à-dire les conditions d'utilisation).

L'homologation de produits antiparasitaires de remplacement permet aux producteurs de disposer d'outils supplémentaires pour assurer une lutte adéquate contre les organismes nuisibles en plus de réduire leur résistance. Santé Canada encourage régulièrement l'utilisation responsable des pesticides par le biais des meilleures pratiques de gestion et des restrictions obligatoires qui figurent sur les étiquettes.

1.8.3 Recommandation de révoquer toutes les utilisations de la clothianidine et du thiaméthoxame

Commentaire 73 (Fondation David Suzuki) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

La Fondation David Suzuki soutient que la clothianidine et le thiaméthoxame présentent des risques inacceptables pour les invertébrés aquatiques et recommande la révocation de toutes les utilisations des deux principes actifs, y compris les utilisations du thiaméthoxame en serre. À l'appui de cette affirmation, la Fondation se réfère aux conclusions du groupe de travail sur les pesticides systémiques (*Task Force on Systemic Pesticides*) quant au fait que les effets nocifs des néonicotinoïdes sur les invertébrés aquatiques *« pourraient altérer négativement la base du réseau alimentaire aquatique »*, ainsi qu'aux conclusions similaires des évaluations préliminaires des risques de la clothianidine (EPA des États-Unis, 2017a; n^{o} de l'ARLA 2862808) et du thiaméthoxame (EPA des États-Unis, 2017a; n^{o} de l'ARLA 2862809) formulées par l'EPA concernant les risques aigus et chroniques pour les invertébrés aquatiques.

La Fondation David Suzuki note qu'il n'existe pas d'approche canadienne globale en matière de surveillance environnementale des pesticides et que malgré l'important ensemble de données disponible, il subsiste des incertitudes notables. Elle suggère que la détection de concentrations inférieures au niveau préoccupant ne devrait pas infirmer la principale conclusion selon laquelle les insecticides de la classe des néonicotinoïdes pénètrent dans les cours d'eau à des concentrations nocives au Canada, étant donné que :
a) les données de surveillance peuvent ne pas inclure les concentrations de pointe; et
b) qu'il y a un chevauchement entre les CEE modélisées et les concentrations mesurées d'imidaclopride précédemment rapportées par Santé Canada. La Fondation recommande également que Santé Canada applique des facteurs de sécurité aux critères d'effet utilisés dans l'évaluation des risques pour tenir compte des problèmes potentiels de récupération lente, des effets additifs ou synergiques et des multiples facteurs de stress, comme l'ont suggéré Morrissey *et al.* (2015).

En ce qui concerne les effluents des serres, la Fondation David Suzuki s'inquiète du fait que même si les étiquettes des pesticides mentionnent les effluents des serres, et que certaines provinces réglementent les rejets des serres, cela ne garantit pas que les risques sont acceptables. Elle ajoute que même s'il n'existe pas d'utilisation homologuée de la clothianidine (qui est également un produit de dégradation du thiaméthoxame) dans les serres, la présence de résidus de clothianidine à proximité de plusieurs serres indique un problème de contrôle des eaux usées provenant des serres où on utilise le thiaméthoxame.

La Fondation est d'avis que ni une stratégie de réduction de l'utilisation ni les mises en garde sur les étiquettes ne sont des méthodes viables afin d'atténuer les risques relevés pour les invertébrés aquatiques, et que la révocation de l'utilisation de la clothianidine et du thiaméthoxame, ainsi que de l'imidaclopride, est la meilleure approche pour réduire les risques posés par ces substances chimiques pour les invertébrés aquatiques et les écosystèmes dont ils font partie.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada convient que les néonicotinoïdes peuvent avoir des effets néfastes sur les invertébrés aquatiques s'ils sont exposés à des concentrations suffisamment élevées pour provoquer des effets nocifs. La décision proposée de révoquer toutes les utilisations extérieures de la clothianidine et du thiaméthoxame était fondée sur l'incapacité de Santé Canada de démontrer qu'il y a un risque acceptable pour toutes les utilisations extérieures, d'après les résultats de modélisation environnementale et les données de surveillance disponibles. Santé Canada n'a pas proposé la révocation des utilisations du thiaméthoxame en serre, car il existe déjà une réglementation qui empêche le rejet d'effluents ou le ruissellement vers les eaux de surface. Toutefois, la Fondation David Suzuki recommande de révoquer également les utilisations du thiaméthoxame en serre, parce que la présence de clothianidine (également un produit de transformation du thiaméthoxame) dans les plans d'eau situés à proximité de plusieurs serres « … indique clairement un problème de contrôle des eaux usées provenant des serres où on utilise le thiaméthoxame ».

Santé Canada n'est pas d'accord avec cette allégation, car des cultures importantes (maïs, blé, tomates, vignes, etc.) et homologuées pour l'utilisation de la clothianidine sont cultivées dans des champs adjacents à des plans d'eau associés à des serres (voir l'annexe VII du PSRD2018-01). Par conséquent, il n'est pas possible d'exclure la contribution directe de la clothianidine provenant d'autres utilisations.

Bien que le gouvernement du Canada ne dispose pas d'un programme complet de surveillance environnementale des pesticides, Santé Canada a travaillé en étroite collaboration avec le GTSE, un groupe national qui a coordonné un vaste programme de surveillance des néonicotinoïdes dans les eaux de surface au pays depuis 2017. Les données supplémentaires de surveillance des eaux obtenues pour 2018 et 2019 ont permis de lever certaines des incertitudes mentionnées dans les documents PSRD2018-01 et PSRD2018-02, grâce à des échantillonnages plus fréquents pendant la saison de croissance sur les divers sites et à des renseignements plus détaillés sur les pratiques culturales propres à chaque site. Une réévaluation approfondie des données de surveillance disponibles est présentée dans l'Évaluation scientifique pour les deux principes actifs.

Lors de l'évaluation des risques pour les invertébrés aquatiques, Santé Canada appliquera au besoin un facteur de sécurité aux critères d'effet toxicologique aigu dénotant la plus grande sensibilité chez une seule espèce, afin de tenir compte des différences potentielles entre les espèces qui pourraient ne pas avoir été relevées avec l'ensemble de données disponible. Dans le cas des données sur la toxicité aiguë de la clothianidine et du thiaméthoxame, on disposait toutefois d'un nombre suffisant d'espèces pour estimer la concentration susceptible de protéger 95 % de la communauté d'invertébrés aquatiques à la dose causant un effet médian (par exemple 50 % d'immobilité ou de mortalité). Santé Canada n'applique pas de facteur de sécurité supplémentaire aux DSE, car le modèle tient compte de la réponse attendue dans l'ensemble de la communauté en question, et le critère d'effet n'est pas fondé sur la réponse d'une seule espèce. Pour évaluer les risques chroniques, Santé Canada s'appuie sur la CSEO ou sur une dose causant un effet analogue chez 10 % de la population pour les études en laboratoire ou les études de terrain de niveau supérieur.

Un facteur de sécurité n'est pas appliqué aux critères d'effet établis à partir d'études de toxicité chronique, car il s'agit de critères d'effet prudents qui sont basés sur des expositions prolongées et sur la valeur dénotant la plus grande sensibilité (soit les plus faibles effets sublétaux observés sur la croissance ou la reproduction, soit les effets létaux comme la mortalité ou l'absence d'émergence des insectes).

Lorsque Santé Canada a pris les décisions réglementaires finales concernant la clothianidine et le thiaméthoxame, les risques pour les invertébrés aquatiques ont été entièrement réévalués à la lumière des nouvelles données de surveillance des eaux disponibles au Canada pour 2018 et 2019, et à la suite d'une réévaluation des données de toxicité actuellement disponibles pour les invertébrés aquatiques (voir l'Évaluation scientifique du présent SRD et du SRD2021-04 sur la clothianidine et le thiaméthoxame, respectivement).

1.8.4 Recommandation visant à accélérer la période d'abandon graduel de trois à cinq ans

Commentaire 73 (Nature Canada, Fondation David Suzuki et Union nationale des fermiers) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

De nombreux commentaires ont été reçus à l'appui du projet de décision de Santé Canada de révoquer toutes les utilisations extérieures de la clothianidine et du thiaméthoxame. Tous les commentaires recommandaient d'accélérer la période d'abandon graduel de trois à cinq ans.

La Fondation David Suzuki et l'Union nationale des fermiers ont également soutenu le projet de révocation de la clothianidine et du thiaméthoxame et ont recommandé une réduction des périodes d'abandon graduel non conforme à la directive DIR2018-01. Les auteurs du commentaire suggèrent que le calendrier proposé de trois à cinq ans pour l'abandon graduel prolongerait inutilement les risques environnementaux qui n'ont pas été jugés acceptables. Alors que la Fondation David Suzuki recommande une révocation immédiate, l'Union nationale des fermiers préconise un abandon graduel échelonné sur un an pour les cultures céréalières et sur trois ans pour toutes les autres cultures, étant donné que des produits de remplacement appropriés sont déjà offerts sur le marché. L'Union nationale des fermiers a également recommandé que pendant la période d'abandon graduel, l'utilisation de la clothianidine et du thiaméthoxame soit soumise à des restrictions plus serrées. Par exemple, l'utilisation à des fins prophylactiques (traitement ou pulvérisation systématique des semences, quel que soit le degré de pression exercée par les organismes nuisibles) ne devrait plus être autorisée, l'utilisateur devant prouver le besoin avant l'achat.

L'Union nationale des fermiers a fait valoir que lorsqu'il s'agit d'envisager des « méthodes de remplacement appropriées à l'utilisation du pesticide » qui fait l'objet d'un abandon graduel à la suite d'un examen spécial, Santé Canada doit aller plus loin que la simple notion de produits chimiques de remplacement. Si un nouvel insecticide synthétique remplace les néonicotinoïdes, il aura lui aussi des effets négatifs sur les écosystèmes et exercera une pression sélective sur les espèces nuisibles pouvant mener à une évolution de leur résistance. L'Union nationale des fermiers demande instamment à Santé Canada de reconnaître et de promouvoir les pratiques agronomiques pouvant remplacer les pesticides chimiques et de soutenir la recherche agricole, l'éducation et les politiques publiques visant à réduire l'utilisation des pesticides dans l'agriculture canadienne.

Réponse de Santé Canada

Santé Canada a reçu une quantité importante de nouvelles données de surveillance et d'informations auxiliaires, et en a tenu compte dans sa décision finale. À la lumière de ces données, des renseignements supplémentaires sur la toxicité et des commentaires reçus pendant la période de consultation, Santé Canada a réexaminé l'évaluation des risques posés par la clothianidine et le thiaméthoxame. Les décisions finales en matière de risque pour chaque néonicotinoïde, ainsi que les mesures d'atténuation proposées, sont présentées dans l'Évaluation scientifique révisée des documents SRD respectifs. La mise en œuvre de cette décision finale d'examen spécial a été déterminée conformément au processus décrit dans la directive DIR2018-01, *Politique sur la révocation de l'homologation et la*

modification de l'étiquette à la suite d'une réévaluation et d'un examen spécial. Cette directive offre une certaine souplesse en ce qui concerne la période d'abandon graduel en fonction de l'ampleur potentielle des dommages. Dans le cas des utilisations qui font l'objet d'un abandon graduel, Santé Canada n'a relevé aucun risque imminent et grave pour l'environnement et par conséquent, les délais de mise en œuvre de la période d'abandon graduel seront conformes à la directive DIR2018-01.

Bien que Santé Canada soutienne pleinement l'utilisation des meilleures pratiques agronomiques et reconnaisse l'importance des méthodes antiparasitaires de remplacement, son mandat est de prévenir les risques inacceptables pour les personnes et l'environnement associés à l'utilisation des produits antiparasitaires. Les producteurs peuvent obtenir de l'information sur les autres stratégies de réduction des risques liés aux pesticides par l'intermédiaire du Centre de la lutte antiparasitaire d'Agriculture et Agroalimentaire Canada. L'équipe de la réduction des risques liés aux pesticides du Centre de la lutte antiparasitaire aide les producteurs à adopter une approche intégrée pour lutter contre les organismes nuisibles et, ainsi, à réduire le recours aux pesticides classiques.

1.8.5 Effets environnementaux négatifs du projet de décision

Commentaire 74 (Promax Agronomy Services Ltd., Pulse Canada et Producteurs de grains du Canada) – PSRD2018-01 et PSRD2018-02

Plusieurs intervenants ont évoqué le risque que la révocation proposée des utilisations des néonicotinoïdes ait des effets négatifs involontaires sur l'environnement et la santé humaine.

Promax Agronomy Services Ltd. a souligné les risques accrus que pourraient représenter pour la santé humaine et l'environnement des applications foliaires supplémentaires d'insecticide si le traitement des semences aux néonicotinoïdes était interdit. Céréales Canada a fait remarquer qu'en raison du manque de méthodes chimiques et agronomiques efficaces de remplacement, il faudra cultiver de nombreux hectares supplémentaires pour lutter efficacement contre le taupin. Cela pourrait entraîner une augmentation de la production de gaz à effet de serre et une réduction des matières organiques dans le sol.

Pulse Canada s'inquiète du fait que l'abandon graduel du traitement des semences aux néonicotinoïdes aura des effets secondaires, notamment une utilisation accrue d'engrais azotés synthétiques, ce qui pourrait entraîner une augmentation des émissions d'oxyde nitreux, un gaz à effet de serre puissant. Les avantages de la culture de légumineuses comme stratégie de réduction des émissions de gaz à effet de serre dans la rotation des cultures céréalières pourraient être mis en péril par l'abandon des insecticides pour le traitement des semences.

Les Producteurs de grains du Canada ont souligné le rôle important que le traitement des semences au thiaméthoxame et à la clothianidine joue dans les stratégies de lutte intégrée contre les organismes nuisibles dans la production de canola, de blé, d'orge, de maïs, de soja et de légumineuses au Canada. Leur utilisation permet de réduire considérablement la quantité de principe actif utilisée, ce qui réduit les émissions de gaz à effet de serre, car les tracteurs doivent passer moins souvent dans les champs. L'utilisation de ce principe actif

pour le traitement des semences réduit également la nécessité d'utiliser des insecticides par application foliaire, ce qui protège les insectes utiles et les organismes non ciblés et favorise la santé des sols et de l'environnement.

Réponse de Santé Canada

À la suite d'une réévaluation ou d'un examen spécial, Santé Canada maintient l'homologation d'un pesticide lorsque l'évaluation indique que les risques pour la santé humaine et l'environnement, ainsi que la valeur du pesticide, sont acceptables lorsqu'il est utilisé conformément au mode d'emploi figurant sur l'étiquette. Dans le cadre de ces examens spéciaux, Santé Canada a évalué les aspects préoccupants en tenant compte des renseignements actuellement disponibles (y compris les renseignements reçus pendant la période de consultation des projets de décision), conformément au paragraphe 18(4) de la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Cela comprenait une grande quantité de données de surveillance robustes et d'informations auxiliaires détaillées, que Santé Canada a prises en compte dans ses décisions finales d'examen spécial, en ce qui concerne les risques associés aux utilisations existantes pour le traitement des semences (voir l'Évaluation scientifique du présent SRD et du SRD2021-04 pour de plus amples détails). Santé Canada a proposé le maintien de l'homologation de toutes les utilisations qui présentent des risques acceptables pour les invertébrés aquatiques.

Annexe IV Toxicité pour les invertébrés aquatiques

Tableau A.4-1 Effets de la clothianidine et des préparations contenant de la clothianidine seulement sur les invertébrés aquatiques. Les critères d'effet nouveaux ou révisés pour la DSE apparaissent en gras.

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
Exposition aiguë							
Invertébrés d'eau douce							
Crustacés – Cladocères							
Daphnia magna	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 97,6 %)	CE_{50} 48 h > 119 000 (0 % de mortalité/ immobilisation)	Quasi non toxique	Non[a]		1194141
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté non indiquée)	CE_{50} 48 h = 109 523	Quasi non toxique	Oui		2538669 (Morrissey *et al.*, 2015)
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 96 %)	CE_{50} 48 h = 25 100 (17 000 – 37 100) (mortalité/ immobilisation)	Légèrement toxique	Oui		2713565
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 99,9 %)	CE_{50} 48 h > 500 (0 % de mortalité/ immobilisation)	Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai	Non[a]		2712666 (de Perre *et al.*, 2015)
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 99,8 %)	CE_{50} 48 h > 100 000 (0 % de mortalité/ immobilisation)	Quasi non toxique	Non[a]		2712674
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Dantotsu fluidifiable; 20 % v/v)	CE_{50} 48 h = 67 564 (48 762 – 98 441) (mortalité/ immobilisation)	Légèrement toxique	Oui		2712667 (Hayasaka *et al.*, 2013)
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (FS 600 G; pureté de 47,0 %)	CE_{50} 48 h = 91 650 (64 860 – 129 720) (mortalité/ immobilisation)	Légèrement toxique	Oui		2713529
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (600 g/L)	CE_{50} 48 h = 2 140 (912 – 5 040) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité modérée	Oui		2712665 (Li *et al.*, 2013)

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (50 WDG G; pureté de 50,3 %)	CE_{50} 48 h = 14 100 (14 000 – 15 000) (mortalité/ immobilisation)	Légèrement toxique	Oui		2713564
Daphnia pulex	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Dantotsu fluidifiable; 20 % v/v)	CE_{50} 48 h = 31 448 (20 881 – 46 463) (mortalité/ immobilisation)	Légèrement toxique	Oui		2712667 (Hayasaka *et al.*, 2013)
Daphnia similis	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Poncho SC; garantie : non indiquée)	CE_{50} 48 h = 1 740 (1 310 – 2 320) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité modérée	Oui		2713531
Ceriodaphnia dubia	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Dantotsu fluidifiable; 20 % v/v)	CE_{50} 48 h = 1 691 (1 077 – 19 844) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité modérée	Oui		2712667 (Hayasaka *et al.*, 2013)
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 48 h > 100 000 (0 % de mortalité)	Quasi non toxique	Non[a]	CE_{50} non disponible (immobilisation non consignée)	2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
Ceriodaphnia reticulata	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Dantotsu fluidifiable; 20 % v/v)	CE_{50} 48 h = 29 474 (21 076 – 49 968) (mortalité/ immobilisation)	Légèrement toxique	Oui		2712667 (Hayasaka *et al.*, 2013)
Moina macrocopa	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Dantotsu fluidifiable; 20 % v/v)	CE_{50} 48 h = 61 106 (42 582 – 106 290) (mortalité/ immobilisation)	Légèrement toxique	Oui		2712667 (Hayasaka *et al.*, 2013)
Crustacés – Amphipodes							
Hyalella azteca	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 99,9 %)	CE_{50} 96 h = 6,67 (3,88 – 8,97) (Mobilité : difficulté à nager, absence de mouvements ou mouvements erratiques)	Toxicité très élevée	Oui		2712666 (de Perre *et al.*, 2015)
			CL_{50} 96 h = 12,5 (9,01 – 15,8)	Toxicité très élevée	Non[b]		
	Aiguë, 96 h	Clothianidine	CL_{50} 96 h = 9,68	Toxicité très	Oui		2712690 (Whiting

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
		(qualité analytique; pureté non indiquée)	(7,64 – 11,8)	élevée			et Lydy, 2015)
	Subchronique, 7 j	**Clothianidine (pureté ≥ 95 %)**	**Moyenne géométrique de la CL_{50} 7 j = 3,76**	**Toxicité très élevée**	**Non[c]**	**Mise à jour pour la DSE : Santé Canada a rapporté une CL_{50} 7 j de 1,65 (1,55 – 1,75) dans le PSRD2018-01 en s'appuyant sur des résultats d'essai de détermination des doses plus prudents. Santé Canada a réévalué le critère d'effet d'un point de vue statistique en fonction des résultats d'essai finaux, de façon à tenir compte des multiples essais menés sur l'espèce visée. Les limites de confiance ne sont pas disponibles, car le critère d'effet est une moyenne géométrique des CL_{50} 7 j de deux essais.**	**2975959 (Bartlett *et al.*, 2019); correspondant au nº 2753706 (ECCC 2017) dans le PSRD2018-01.**
	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 4,8 (4,1 – 5,6) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
			CL_{50} 96 h = 5,2 (4,4 – 5,9)	Toxicité très élevée	Non[b]		
Crustacés – Isopodes							
Asellus aquaticus	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 99 %)	CE_{50} 48 h = 67 (43 – 105) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2712685
Caecidotea sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 537,2 (248,0 – 826,3) (immobilisation)	Toxicité élevée	Oui		2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
			CL_{50} 96 h = 16 085,8 (2 636,6 – 29 534,9)	Légèrement toxique	Non[b]		
Crustacés – Décapodes							
Procambarus clarkii	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 99 %)	CE_{50} 96 h = 59 (6 – 137)	Toxicité très élevée	Oui	La CL_{50} rapportée comprend la mortalité + l'immobilisation (on peut	2712686 (Barbee et Stout, 2009)

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
			(mortalité/ immobilisation)			par conséquent la considérer comme une CE_{50}).	
	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 97,7 %)	CE_{50} 96 h = 599 (339 – 1 048) (mortalité et immobilisation, y compris des mouvements lents, une démarche difficile, l'immobilisation au fond et l'absence de réaction à de légères secousses)	Toxicité élevée	Oui		2713537
Orconectes propinquus	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 805 (509 – 1 462)	Toxicité élevée	Oui		2832753 (Miles *et al.*, 2017)
Mollusques							
Lampsilis fasciola	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté ≥ 95 %)	CL_{50} 48 h > 478 (5,6 % de mortalité)	Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai	Oui[d]		2712688 (Prosser *et al.*, 2016)
Planorbella pilsbryi	Subchronique, 7 j	Clothianidine (pureté ≥ 95 %)	CL_{50} 7 j = 4 000 (2 473 – 5 528)	Toxicité modérée	Non[c]	CL_{10} 7 j = 431 (179 – 682)	2712688 (Prosser *et al.*, 2016)
Villosa iris	**Aiguë, 24 h**	**Clothianidine (pureté de 98,0 %)**	**CE_{50} 24 h > 13 800**	**Non toxique jusqu'à la concentration maximale d'essai**	**Non[c]**	**Essai au stade de glochidie (larve). Période d'exposition limitée de 24 h seulement.**	**2912493 (Salerno *et al.*, 2018)**
Insectes – Diptères							
Chironomus riparius	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 97,6 %)	CE_{50} 48 h = 21 (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		1194168
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 99 %)	CE_{50} 48 h = 14 (4 – 29) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2712685

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté non indiquée)	CE_{50} 48 h = 29	Toxicité très élevée	Oui		3014284 (CE 2005)
	Aiguë, 48 h	Clothianidine (FS 600 G)	CE_{50} 48 h = 26,7 (17,1 – 41,8) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2713530
Chironomus dilutus	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 99,9 %)	CE_{50} 96 h = 1,85 (1,49 – 2,29) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui	Les effets sur la mobilité comprenaient la difficulté à nager, l'absence de mouvements ou des mouvements erratiques.	2712666 (de Perre *et al.*, 2015)
			CL_{50} 96 h = 2,32 (1,97 – 2,75)	Toxicité très élevée	Non[b]		
	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 3,4 (2,7 – 5,5) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
			CL_{50} 96 h = 11,6 (6,5 – 16,8)	Toxicité très élevée	Non[b]		
	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 99,6 %)	CL_{50} 96 h = 5,93 (5,29 – 6,63)	Toxicité très élevée	Oui		2818524 (Maloney *et al.*, 2017)
Chironomus tepperi	Aiguë, 24 h	Clothianidine (TI 435, 200 g p.a./L SC)	CL_{50} 24 h = 5,19 (3,95 – 6,83)	Toxicité très élevée	Non	Critère d'effet qualitatif. Ne peut pas être utilisé dans une évaluation des risques.	2712705 (Stevens *et al.*, 2005)
Aedes aegypti	Aiguë, 72 h	Clothianidine (pureté de 98 %)	CL_{50} 72 h = 98 (28 – 114)	Toxicité très élevée	Non	Critère d'effet qualitatif. Ne peut pas être utilisé dans une évaluation des risques.	2841145 (Ahmed et Matsumura, 2012)
Culex pipiens	**Aiguë, 72 h**	**Clothianidine (insecticide DANTOP, 500 g p.a./kg; garantie de 50 %)**	**CL_{50} 72 h = 11,0 (9,3 – 13,0)**	**Toxicité très élevée**	**Oui**	**Exposition allant jusqu'à 144 h; plus le temps d'exposition est long, plus les taux de mortalité augmentent. La mortalité n'a pas été évaluée pour une période 96 h, Santé Canada a donc déterminé la CL_{50} 72 h.**	**2978128 (Russo *et al.*, 2018)**
Insectes – Trichoptères							
Cheumatopsyche brevilineata	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,0 %)	CE_{50} 48 h = 4,44 (4,07 – 4,87) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2722291 (Yokoyama *et al.*, 2009)
Cheumatopsy	Aiguë, 96 h	Clothianidine	CL_{50} 96 h = 1281,0	Toxicité modérée	Non[b]		2842540 (Raby *et*

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
che sp.		(pureté ≥ 98,6 %)	(423,1 – 2 138,8)				*al*., 2018a)
			CE_{50} 96 h < 108,8 (100 % d'immobilisation et de mortalité à 108,8 µg p.a./L)	Toxicité très élevée	Non[a]		
Insectes – Éphéméroptères							
Cloeon dipterum	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 99 %)	CE_{50} 48 h = 12 (8 – 16) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2712685
Cloeon sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 96 h = 3 932,0 (1 044,9 – 6 833,5)	Toxicité modérée	Non[b]		2842540 (Raby *et al*., 2018a)
			CE_{50} 96 h < 16,4 (100 % d'immobilisation et de mortalité à 16,4 µg p.a./L)	Toxicité très élevée	Non[a]		
Ephemerella sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 18,5 (13,3 – 25,7) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby *et al*., 2018a)
			CL_{50} 96 h = 586,9 (415,0 – 830,0)	Toxicité élevée	Non[b]		
Hexagenia sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 95 %)	CE_{50} 96 h = 24 (13 – 46) (comportement : nombre d'animaux survivants après 96 h trouvés dans des terriers artificiels.)	Toxicité très élevée	Oui		2861091 (Bartlett *et al.*, 2018)
			CL_{50} 96 h = 2 000 (150 – 26 000)	Toxicité modérée	Non[b]		
	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 5,5 (3,9 – 7,0) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby *et al*., 2018a)
			CL_{50} 96 h > 17 400	Légèrement	Non[b]		

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
				toxique			
Isonychia bicolor	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 96 h > 1 740	Toxicité modérée	Non[a]		2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
			CE_{50} 96 h < 108,8 (100 % d'immobilisation et de mortalité à 108,8 µg p.a./L)	Toxicité très élevée	Oui[d]		
McCaffertium sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 96 h = 1 328,3 (653,9 – 2 002,7)	Toxicité modérée	Non[b]		2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
			CE_{50} 96 h < 108,8 (100 % d'immobilisation et de mortalité à 108,8 µg p.a./L)	Toxicité très élevée	Oui[d]		
Neocloeon triangulifer	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50}/CL_{50} 96 h = 3,5 (2,5 – 5,0) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
Insectes – Odonata							
Coenagrion sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 96 h = 14 556,3 (7 632,8 – 21 479,9)	Légèrement toxique	Non[b]		2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
			CE_{50} 96 h < 5 918,8 (100 % d'immobilisation et de mortalité à 5 918,8 µg p.a./L)	Toxicité modérée	Oui[d]		
Lestes unguiculatus	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 1 245 (572 – 2 110)	Toxicité modérée	Oui		2832753 (Miles *et al.*, 2017)
Anax junius	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 1 000 (S.O.)	Toxicité élevée	Oui		2832753 (Miles *et al.*, 2017)
Plathemis lydia	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 865 (306 – 2 133)	Toxicité élevée	Oui		2832753 (Miles *et al.*, 2017)

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
Insectes – Plécoptères							
Agnetina, Paragnetina sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CL_{50} 96 h = 1 714,8 (1 105,3 – 2 324,2)	Toxicité modérée	Non[b]		2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
			CE_{50} 96 h < 300,5 (100 % d'immobilisation et de mortalité à 300,5 µg p.a./L)	Toxicité élevée	Oui[d]		
Insectes – Hémiptères							
Trichocorixa sp.	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 48 h = 21,3 (11,7 – 30,9) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
			CL_{50} 48 h = 34,8 (17,1 – 52,5)	Toxicité très élevée	Non[b]		
Belostoma flumineum	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 79 (52 – 107)	Toxicité très élevée	Oui		2832753 (Miles *et al.*, 2017)
Notonecta undulata	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 59 (35 – 107)	Toxicité très élevée	Oui		2832753 (Miles *et al.*, 2017)
Hesperocorixa atopodonta	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 56 (39 – 82)	Toxicité très élevée	Oui		2832753 (Miles *et al.*, 2017)
Insectes – Coléoptères							
Ancyronyx sp. (larves)	Subchronique, 7 j	Clothianidine (pureté non indiquée)	CL_{50} 7 j = 50,9 (26,6 – 97,3)	Toxicité très élevée	Non[c]		2712690 (Whiting et Lydy, 2015)
Dytiscidae sp. (adultes)	Aiguë, 48 h	Clothianidine (pureté de 99 %)	CE_{50} 48 h = 7 (2 – 14) (mortalité/ immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2712685
Gyrinus sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 41,2 (30,2 – 52,1) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
			CL_{50} 96 h = 62,6 (45,4 – 79,8)	Toxicité très élevée	Non[b]		

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
Stenelmis sp.	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 84,9 (60,0 – 120,0) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
			CL_{50} 96 h = 208,0 (136,5 – 279,4)	Toxicité élevée	Non[b]		
Graphoderus fascicollis	Aiguë, 48 h	Clothianidine (Arena; pureté de 0,25 %)	CL_{50} 48 h = 2 (1 – 5)	Toxicité très élevée	Oui		2832753 (Miles *et al.*, 2017)
Oligochètes							
Lumbriculus variegatus	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté ≥ 98,6 %)	CE_{50} 96 h = 41,7 (34,9 – 49,8) (immobilisation)	Toxicité très élevée	Oui		2842540 (Raby *et al.*, 2018a)
			CL_{50} 96 h = 177,1 (145,3 – 207,5)	Toxicité élevée	Non[b]		
Invertébrés marins							
Crustacés – Décapodes							
Mysidopsis bahia	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 97,6 %)	CL_{50} 96 h = 51	Toxicité très élevée	S.O.		1194202
Mollusques							
Crassostrea virginica	Aiguë, 96 h	Clothianidine (pureté de 97,6 %)	CE_{50}/CL_{50} 96 h > 129 100 (0 % de réduction de la croissance de la coquille et de la survie)	Quasi non toxique	S.O.		1194203
Exposition chronique							
Invertébrés d'eau douce							
Crustacés – Cladocères							
Daphnia magna	Chronique, 21 j	Clothianidine (pureté de 96 %)	CSEO 21 j, reproduction/mortalité = 120		S.O.	CE_{50} 21 j, reproduction = 7 400 (4 480 – 11 000) µg p.a./L; CL_{50} 21 j = 17 300 (5 800 – 228 700) µg p.a./L. L'évaluation, par Santé Canada, de la CSEO pour la reproduction diffère de celle de l'EPA; CSEO pour la reproduction établie par l'EFED (2011) = 42 µg p.a./L.	1194147

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
Ceriodaphnia dubia	**Chronique, 7 j**	**Clothianidine (pureté de 99,9 %)**	**CE_{10} 7 j, reproduction = 2 030 (510 – 3 550)**		S.O.	**Reproduction selon le nombre de nouveau-nés par femelle.**	**2912491 (Raby *et al.*, 2018c)**
Crustacés – Amphipodes							
Hyalella azteca	**Chronique, 28 j**	**Clothianidine (pureté ≥ 95 %)**	**Moyenne géométrique de la CE_{10} 28 j, croissance = 0,35**		S.O.	**Mise à jour pour la DSE : Santé Canada a rapporté une CSEO pour la croissance de 0,31 µg p.a./L dans le PSRD2018-01. Suivant la réception de commentaires, Santé Canada a réévalué le critère d'effet afin de tenir compte des multiples essais menés sur l'espèce visée. Les limites de confiance ne sont pas disponibles, car le critère d'effet est une moyenne géométrique des critères d'effet de deux essais.**	**2975959 (Bartlett *et al.*, 2019); correspondant au nº 2753706 (ECCC 2017) dans le PSRD2018-01.**
			Moyenne géométrique de la CL_{10} 28 j = 2,14		S.O.	**Mise à jour pour la DSE : Santé Canada a rapporté une CSEO pour la mortalité de 1,3 µg p.a./L dans le PSRD2018-01. Suivant la réception de commentaires, Santé Canada a réévalué le critère d'effet afin de tenir compte des multiples essais menés sur l'espèce visée. Les limites de confiance ne sont pas disponibles, car le critère d'effet est une moyenne géométrique des critères d'effet de deux essais.**	

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
Mollusques							
Planorbella pilsbryi	**Chronique, 28 j**	**Clothianidine (pureté ≥ 95 %)**	**CL_{10} 28 j, mortalité = 19,8 (6,5 – 33)**		S.O.	**CL_{50} 28 j, mortalité = 183 (118 – 248) µg p.a./L. Mise à jour pour la DSE : Suivant la réception de commentaires sur le PSRD2018-01, les critères d'effet traduisant la plus grande sensibilité pour la croissance et la biomasse dans l'étude originale ont été supprimés en raison d'incertitudes quant au poids des escargots.**	**2712688 (Prosser *et al.*, 2016)**
Lampsilis siliquoidea	**Chronique, 28 j**	**Clothianidine (pureté de 98,0 %)**	**CSEO 28 j, mortalité ≥ 9 033**		S.O.	**Moules d'eau douce juvéniles et adultes. CSEO équivalant à la concentration mesurée la plus élevée.**	**2912493 (Salerno *et al.*, 2018)**
Insectes – Éphéméroptères							
Neocloeon triangulifer	**Chronique, 32 j**	**Clothianidine (pureté de 99,9 %)**	**CSEO 32 j, survie jusqu'à l'émergence = 0,23**		S.O.	**Critère d'effet déterminé par Santé Canada. La CSEO a été indiquée puisqu'il était impossible d'établir une CE_{10} fiable.**	**2912490 (Raby *et al.*, 2018b)**
***Deleatidium* spp.**	**Chronique, 28 j**	**Clothianidine (pureté ≥ 98 %)**	**CSEO 28 j, immobilité + mortalité = 0,02**		S.O.	**Critère d'effet qualitatif seulement; ne peut pas être utilisé d'un point de vue quantitatif dans une évaluation des risques. Critère d'effet déterminé par Santé Canada. La CSEO a été indiquée puisqu'il était impossible d'établir une CE_{10} fiable.**	**3078943 (Macaulay *et al.*, 2019)**
Insectes – Diptères							
Chironomus riparius	Chronique, 28 j	Clothianidine 50 WDG G (pureté de 50,3 %)	CSEO 28 j, taux d'émergence = 0,38		S.O.	Précédemment rapportée en tant que CE_{15} = 0,72 µg p.a./L d'après les concentrations de traitement nominales (ERC2011-01). La CSEO nominale de 0,56 µg p.a./L a été réévaluée en fonction des concentrations mesurées moyennes pour les jour 0 et 7.	2713553 (aussi 1194187)
	Chronique, 28 j	Clothianidine (pureté 98 ± 2 %)	CSEO 28 j, émergence/rapport des sexes = 0,55		S.O.	Santé Canada a déterminé la CSEO en fonction des concentrations mesurées moyennes des jours 0 et 7 à un	2712700

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
						traitement nominal de 0,67 µg p.a./L. CE_{50} 28 j, émergence = 1,2 µg p.a./L, concentration nominale.	
Chironomus dilutus	Bioessai sur le cycle de vie, 40 j	Clothianidine (pureté de 99,6 %)	CL_{50} 14 j = 2,41 (1,73 – 2,83)		S.O.		2712687 (Cavallaro *et al.*, 2017)
			CE_{20} 40 j, émergence = 0,02 (0,019 – 0,036)		S.O.	CE_{50} 40 j, émergence = 0,28 (0,20 – 0,33) µg p.a./L	
			CE_{20} 14 j, biomasse = 0,89 (0,74 – 0,98)		S.O.	CE_{50} 14 j, biomasse = 1,83 (1,74 – 2,08) µg p.a./L	
			CE_{20} 40 j, rapport des sexes = 0,15 (S.O.)		S.O.	CE_{50} 40 j, rapport des sexes = 0,46 (0,29 – 1,17) µg p.a./L	
	Chronique, 28 j	Clothianidine (pureté de 99,6 %)	CE_{20} 28 j, émergence = 0,34 (0,19 – 0,45)		S.O.	CE_{50} 28 j, émergence = 0,71 (0,50 – 0,85) µg p.a./L	2873503 (Maloney *et al.*, 2018)
	Chronique, 56 j	**Clothianidine (pureté de 99,9 %)**	**CE_{10} 56 j, survie jusqu'à l'émergence = 0,25 (0,11 – 0,39)**		S.O.	**Critère d'effet déterminé par Santé Canada.**	**2912490 (Raby *et al.*, 2018b)**
Études avec sédiments traités							
Critères d'effet basés sur les concentrations dans l'eau sus-jacente							
Chironomus riparius	Chronique, 10 j	Clothianidine (pureté > 99 %)	CSEO 10 j, mortalité = 0,45		S.O.	CL_{50} 10 j = 0,99 (0,88 – 1,1) µg p.a./L	1636640
			CSEO 10 j, poids sec = 0,12			CE_{50} 10 j, poids sec = 1,0 (0,89 – 1,2) µg p.a./L	
Critères d'effet basés sur les concentrations dans l'eau interstitielle							
Chironomus riparius	Chronique, 10 j	Clothianidine (pureté > 99 %)	CSEO 10 j, mortalité = 3,4		S.O.	CL_{50} 10 j = 11 (9,2 – 13) µg p.a./L	1636640
			CSEO 10 j, poids sec = 1,1		S.O.	CE_{50} 10 j , poids sec = 12 (9,4 – 15) µg p.a./L	
Chironomus dilutus	Bioessai sur le cycle de vie, 63 j	Clothianidine (pureté de 98,6 %)	CSEO 20 j, survie, croissance = 3,2		S.O.	CE/CL_{50} 20 j, émergence > 7,6 µg p.a./L. Les critères d'effet basés sur l'eau sus-jacente ne sont pas rapportés en raison du très faible taux de rétablissement dans l'eau sus-jacente.	2615168
	Bioessai sur le cycle de vie, 63 j	Clothianidine (pureté de 98,6 %)	CSEO 63 j, émergence = 1,6			CE_{50} 63 j, émergence = 4,8 (3,9 – 5,8)	

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
Critères d'effet basés sur les concentrations dans les sédiments							
Chironomus riparius	Chronique, 10 j	Clothianidine (pureté > 99 %)	CL_{50} 10 j = 400 (340 – 460) µg p.a./kg p.s.		S.O.		1636640
				CSEO 10 j, mortalité = 140 µg p.a./kg p.s.			
			CE_{50} 10 j, poids sec = 430 (350 – 520) µg p.a./kg p.s.				
				CSEO 10 j, poids sec = 51 µg p.a./kg p.s.			
	Chronique, 28 j	Clothianidine (pureté de 99 %)	CE_{50} 28 j, émergence = 25 µg p.a./kg p.s.		S.O.	Les taux de rétablissement étaient faibles et les critères d'effet étaient basés sur les concentrations d'exposition nominales. Les critères d'effet ne peuvent être utilisés quantitativement dans une évaluation des risques. On peut exclusivement les utiliser comme données qualitatives.	2712695
				CSEO 28 j, émergence = 15 µg p.a./kg p.s.			
Chironomus dilutus	Bioessai sur le cycle de vie, 63 j	Clothianidine (pureté de 98,6 %)	CSEO 20 j, survie, croissance = 30 µg p.a./kg p.s.		S.O.	CE/CL_{50} 20 j > 60 µg p.a./kg p.s.	2615168
				CSEO 63 j, émergence = 16 µg p.a./kg p.s.		CE_{50} 63 j, émergence = 42 (35 – 50) µg p.a./kg p.s.	
Essais en microcosme ou en mésocosme							
Diverses espèces d'invertébrés	Chronique, 98 j	Clothianidine 50 WG (pureté de 49,3 %)	CSEO 98 j = 0,54 (populations d'insectes émergents)		S.O.	Diminution importante des taux d'émergence de plusieurs espèces d'insectes (*Chironominae*, *Chaoboridae*, *Orthocladiinae*, émergence totale), ainsi que de la densité des larves de chironomidés dans les sédiments. Les effets toxiques importants sur les paramètres des communautés comprenaient l'abondance, la diversité, l'uniformité et la similarité des taxons. Des effets toxiques sur les insectes émergents ont été observés au cours des trois premières semaines suivant l'application de la substance à l'essai.	1636641

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
						Les chironomidés vivant dans les sédiments se sont rétablis aux niveaux des témoins 28 jours après le traitement, et la densité de tous les insectes émergents touchés, ainsi que les paramètres des communautés, était revenue aux niveaux des témoins 77 jours après le traitement. L'abondance des éphéméroptères est insuffisante pour évaluer les effets sur ce groupe sensible d'insectes. Santé Canada a déterminé la CSEO en tant que concentration MPT en raison de la perte de substance d'essai au fil du temps dans les mésocosmes.	
	Chronique, 56 j	Clothianidine 50 WG (pureté de 49,2 %)	$CSEO_{MPT\ 14\ j}$ 56 j = 0,281 (réduction des populations d'espèces individuelles et de la richesse des communautés ou des taxons)		S.O.	La CSEO (avec rétablissement) se fonde sur l'augmentation significative des larves de *Chaoborus* sp., la réduction de l'abondance de *Plea* sp. (hémiptères) et la réduction de l'abondance totale des insectes hémiptères, et sur une réduction de la richesse des taxons d'insectes émergents. Les effets étaient transitoires et avaient disparu à la fin de l'étude. L'auteur de l'étude a rapporté une CSEO (sans rétablissement) de 1,0 µg p.a./L (concentration MPT de Santé Canada = 0,573 µg p.a./L), en se basant sur les effets significatifs suivants observés à l'échelle de la communauté ou des individus, et aucun rétablissement n'avait été observé à la fin de l'étude : diminution de l'abondance des insectes immatures et des juvéniles de l'espèce *Asellus aquaticus*, de l'abondance totale de	2713555

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
						crustacés et de la richesse des espèces d'insectes émergents. L'abondance des éphéméroptères est insuffisante pour évaluer les effets sur ce groupe d'insectes sensible. Santé Canada a déterminé les CSEO en tant que concentrations MPT en raison de la perte de substance d'essai au fil du temps dans les mésocosmes.	
	Chronique, 107 j	**Clothianidine (pureté de 99,6 %)**	**CSEO 107 j, émergence (échelle de la communauté) ≥ 0,384**		**S.O.**	**Applications multiples à des mésocosmes extérieurs. Aucun effet important sur l'émergence de la communauté d'insectes n'a été observé à la dose de traitement la plus élevée.** **On a rapporté un rétablissement précoce significatif pour les *Chironomidae* et les *Zygoptera* à la concentration d'essai la plus élevée. Toutefois, ce critère d'effet n'a pas été pris en compte de manière quantitative dans l'évaluation des risques en raison d'incertitudes dans l'analyse statistique. L'incidence négative sur les populations d'insectes demeure incertaine compte tenu du chevauchement attendu de la période d'émergence et des multiples générations susceptibles de cohabiter dans les populations naturelles.**	**2912492 (Cavallaro *et al.*, 2018)**

Organismes	Exposition	Substance à l'essai	Valeur du critère d'effet (µg p.a./L)	Degré de toxicité	Données utilisées dans les DSE	Commentaires	Référence – nº de l'ARLA (publication)
Assemblage d'espèces naturelles	**56 j**	**Clothianidine (pureté de 99,6 %)**	**CMEO 56 j, émergence et biomasse cumulatives des chironomidés = 0,73 ± 0,21 µg p.a./L**		**S.O.**	**Applications multiples à des mésocosmes extérieurs. CMEO rapportée pour l'exposition à un seul composé. Comme une seule dose a été employée, la CSEO n'a pas pu être établie.**	**3076589 (Maloney *et al*., 2018b)**
Invertébrés marins							
Crustacés – Décapodes							
Mysidopsis bahia	Chronique, 39 j	Clothianidine (pureté de 97,6 %)	CSEO 39 j, reproduction = 5,1		S.O.	CE_{50} reproduction = 7,6 µg p.a./L	1194204
Crustacés – Amphipodes							
Études avec sédiments traités							
Critères d'effet basés sur les concentrations dans l'eau sus-jacente							
Leptocheirus plumulosus	Chronique, 10 j	Clothianidine (pureté de 99,4 %)	CSEO 10 j, mortalité = 2,03		S.O.	CL_{50} 10 j, mortalité = 3,23 (2,11 – 4,47) µg p.a./L	2713580
Critères d'effet basés sur les concentrations dans l'eau interstitielle							
Leptocheirus plumulosus	Chronique, 10 j	Clothianidine (pureté de 99,4 %)	CSEO 10 j, mortalité = 11,6		S.O.	CL_{50} 10 j, mortalité = 20,4 (18,3 – 22,6) µg p.a./L	2713580
Critères d'effet basés sur les concentrations dans les sédiments							
Leptocheirus plumulosus	Chronique, 10 j	Clothianidine (pureté de 99,4 %)	CSEO 10 j, mortalité = 5,5 µg p.a./kg p.s.		S.O.	CL_{50} 10 j, moralité = 8,5 (8,0 – 9,0) µg p.a./kg p.s.	2713580

S.O. : Sans objet, une DSE n'a pas été établie pour tous ces taxons.

[a] Un critère d'effet non borné n'a pas été inclus, car un critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité est disponible pour cette espèce ou un taxon similaire d'après une autre étude (selon les lignes directrices de l'EFSA 2013).

[b] La même étude contient un critère d'effet traduisant une plus grande sensibilité.

[c] Le critère d'effet n'a pas été inclus dans la DSE aiguë, car il ne s'inscrit pas dans la période de 48 à 96 heures des essais standards de toxicité aiguë pour les invertébrés.

[d] Un critère d'effet non borné a été inclus, car il représente le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité pour cette espèce individuelle (selon les lignes directrices de l'EFSA 2013).

Tableau A.4-2 Références reçues après la fin de la période de commentaires sur le PSRD2018-01 et après l'établissement des paramètres d'effets à des fins de décision réglementaire finale

Référence	Type d'étude	Remarques
Macaulay (2020)	Thèse de doctorat. Toxicité chronique de l'imidaclopride, de la clothianidine et du thiaméthoxame pour les éphémères de Nouvelle-Zélande.	Résumé seulement. Études publiées par Macaulay *et al*. (2019; nº de l'ARLA 3078943) [clothianidine, thiaméthoxame, imidaclopride] et Hunn *et al*. (2019; nº de l'ARLA 3132594) [imidaclopride].
Schepker *et al*. (2019; nº de l'ARLA 3132605).	Étude publiée. Association entre les concentrations de néonicotinoïdes et les communautés d'invertébrés dans les milieux humides des États-Unis.	Non applicable pour une évaluation quantitative des risques associés à la clothianidine. Étude de biosurveillance corrélative sur les concentrations de néonicotinoïdes et la structure des communautés d'invertébrés dans les milieux humides du Nebraska. Se penche également sur l'incidence de la présence de zones tampons de végétation sur les concentrations de néonicotinoïdes dans les milieux humides.
Bonmatin *et al*. (2019; nº de l'ARLA 313259)	Étude publiée. Enquête sur les concentrations de néonicotinoïdes au Belize et évaluation probabiliste des risques connexes.	N'est pas pertinente pour l'évaluation des risques associés à la clothianidine. Évaluation des risques régionale s'appuyant sur les concentrations mesurées de néonicotinoïdes dans le sol, l'eau et les sédiments en comparaison avec les valeurs seuils globales des néonicotinoïdes. Aucun nouveau critère d'effet toxicologique rapporté.
Hano *et al*. (2019; nº de l'ARLA 3132596)	Étude publiée. Évaluation des risques associés aux néonicotinoïdes et au fipronil dans les estuaires du Japon.	Incidence potentielle de l'évaluation des risques associés à la clothianidine en milieu marin; ne devrait pas influencer les conclusions relatives aux risques de façon globale. Évaluation de risques régionale pour les invertébrés estuariens s'appuyant sur des essais de toxicité aiguë et les concentrations mesurées. Nouveaux critères d'effet aigu CL_{50} et CE_{50} 96 h pour la clothianidine (valeur rapportée la plus faible) : *Penaeus japonicus* CE_{50} 96 h = 14 (9 – 18) µg/L, *Crangon uritai* CE_{50} 96 h = 260 (190 – 320) µg/L, *Americamysis bahia* CE_{50} 96 h = 48 (41 – 54) µg/L. Les critères d'effet rapportés sont inférieurs à la CE_{50} 96 h = 51 µg/L pour *A. bahia*; toutefois, le critère d'effet rapporté pour *A. bahia* ne modifie pas le risque prévu, et comme *P. japonicus* est une espèce d'eau chaude endémique aux milieux marins de l'Afrique et de l'Asie, elle n'est pas pertinente dans l'évaluation des risques pour les espèces marines du Canada.
Kuechle *et al*. (2019; nº de l'ARLA 3132597)	Étude publiée. Facteurs influençant les concentrations de néonicotinoïdes dans les sédiments des milieux humides aux États-Unis.	Non applicable pour une évaluation quantitative des risques associés à la clothianidine. Étude de surveillance environnementale sur les concentrations de néonicotinoïdes dans les sédiments des milieux humides du Missouri et leurs liens avec les caractéristiques du paysage.
Carrasco-Navarro *et al*. (2019)	Chapitre d'un livre. Revue des néonicotinoïdes.	Résumé seulement. N'est pas pertinent pour l'évaluation des risques associés à la clothianidine. Aperçu général des effets sur l'environnement des néonicotinoïdes.

Tableau A.4-3 Évaluation préliminaire révisée des risques de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques exposés à une plage de doses d'application saisonnières

Organismes	Exposition	Espèces	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	CEE[b] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
Organismes d'eau douce						
Invertébrés	Aiguë	36 espèces d'invertébrés	CD_5 = 1,33[a]	2,19 (dose faible de traitement des semences)	**1,6**	**Oui**
				43,8 (dose maximale de traitement foliaire)	**33**	**Oui**
				52,6 (dose maximale de traitement des semences)	**40**	**Oui**
	Chronique	*Chironomus dilutus*	Moyenne géométrique CE_{10}/CE_{20} = 0,12 (n = 3)	2,19 (dose faible de traitement des semences)	**18**	**Oui**
				43,8 (dose maximale de traitement foliaire)	**365**	**Oui**
				52,6 (dose maximale de traitement des semences)	**438**	**Oui**
Organismes marins ou estuariens						
Mysidacé	Aiguë	*Mysidopsis bahia*	CL_{50} 96 h ÷ 2 = 25,5	2,19 (dose faible de traitement des semences)	0,1	Non
				43,8 (dose maximale de traitement foliaire)	**1,7**	**Oui**
				52,6 (dose maximale de traitement des semences)	**2,1**	**Oui**
	Chronique		CSEO 39 j, reproduction = 5,1	2,19 (dose faible de traitement des semences)	0,4	Non
				43,8 (dose maximale de traitement foliaire)	**8,6**	**Oui**

Organismes	Exposition	Espèces	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	CEE[b] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
				52,6 (dose maximale de traitement des semences)	**10**	**Oui**

[a] La CD_5 est le 5e centile de la distribution de la sensibilité des espèces pour les critères d'effet CL_{50} ou CE_{50} sur 48 à 96 heures (expositions aiguës).
[b] CEE basée sur un plan d'eau d'une profondeur de 80 cm. Pour plus de détail sur le calcul des CEE, veuillez consulter les tableaux A.5-1 et A.5-2 de l'annexe V du document PSRD2018-01.
Les valeurs en gras indiquent un dépassement du NP (QR = 1).

Tableau A.4-4 Évaluation approfondie révisée des risques de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques d'après les niveaux prévus de dérive de pulvérisation

Organismes	Exposition	Espèces	Paramètre d'effets[a] (µg p.a./L)	CEE[b] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
Organismes d'eau douce						
Invertébrés	Aiguë	36 espèces d'invertébrés	CD_5 = 1,33	4,8 (pulvérisateur agricole)	**3,6**	**Oui**
				9,7 (pulvérisateur pneumatique)	**7,3**	**Oui**
				4,9 (pulvérisation aérienne)	**3,7**	**Oui**
	Chronique	*Chironomus dilutus*	Moyenne géométrique CE_{10}/CE_{20} = 0,12 (n = 3)	4,8 (pulvérisateur agricole)	**40**	**Oui**
				9,7 (pulvérisateur pneumatique)	**81**	**Oui**
				4,9 (pulvérisation aérienne)	**41**	**Oui**
Organismes marins ou estuariens						
Mysidacé	Aiguë	*Mysidopsis bahia*	CL_{50} 96 h ÷ 2 = 25,5	4,8 (pulvérisateur agricole)	0,2	Non
				9,7 (pulvérisateur pneumatique)	0,4	Non
				1,7 (pulvérisation aérienne)[c]	0,1	Non

[a] Les paramètres d'effets utilisés dans l'évaluation des risques associés à l'exposition aiguë sont calculés en divisant la CE_{50} ou la CL_{50} tirée de l'étude en laboratoire pertinente par un facteur de deux (2) pour les invertébrés aquatiques. La CD_5 est le 5e centile de la distribution de la sensibilité des espèces pour les critères d'effet CL_{50} ou CE_{50} sur 48 à 96 heures (expositions aiguës).
[b] Les CEE sont basées sur un plan d'eau d'une profondeur de 80 cm et sur les doses maximales d'utilisation cumulatives pour chaque méthode d'application : pulvérisation aérienne = 3 × 52,5 g p.a./ha (pommes de terre) avec un intervalle d'application de 7 jours et $t_{1/2}$ au 80e centile de = 141 j, CEE = 19,0 µg p.a./L; pulvérisateur pneumatique= 1 × 105 g p.a./ha (raisins), CEE = 13,1 µg p.a./L; pulvérisateur agricole = 1 × 350 g p.a./ha (gazon), CEE = 43,8 µg p.a./L. Les CEE ont ensuite été ajustées en fonction d'un dépôt prévu par dérive de pulvérisation à 1 m sous le vent : pulvérisateur agricole = 11 % (qualité de gouttelettes fines selon l'ASAE); pulvérisation aérienne = 26 % (qualité de gouttelettes fines selon l'ASAE); pulvérisateur pneumatique = 74 % (début de saison).
[c] Les CEE en milieu marin pour l'application aérienne sur les pommes de terre sont basées sur une unique application. On ne s'attend pas à un dépôt cumulatif dû à de multiples applications, en raison du taux élevé de renouvellement de l'eau par le flux et le reflux des marées.
Les valeurs en gras indiquent un dépassement du NP (QR = 1).

Tableau A.4-5 Évaluation approfondie révisée des risques de la clothianidine pour les invertébrés aquatiques d'après les niveaux prévus de ruissellement des pesticides

Organismes	Exposition	Espèces représentatives	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[b]	Région	CEE[c] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
Organismes d'eau douce										
Invertébrés	Aiguë	36 espèces d'invertébrés d'eau douce	CD_5 = 1,33[a]	Application foliaire	Courge et citrouille	1 × 105 g p.a./ha	C.-B.	0,39[d]	0,3	Non
							Ontario	3,3[d]	**2,4**	**Oui**
							Québec	3,0[d]	**2,2**	**Oui**
					Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à un intervalle de 10 j	Prairies – Man.	4,5	**3,4**	**Oui**
							Ontario	3,9	**2,9**	**Oui**
							Québec	3,1	**2,3**	**Oui**
							Atlantique	4,1	**3,1**	**Oui**
					Raisins	1 × 105 g p.a./ha	C.-B.	0,35	0,3	Non
							Ontario	3	**2,3**	**Oui**
							Québec	1,5	**1,1**	**Oui**
							N.-É.	1,2	0,9	Non
					Gazon	1 × 350 g p.a./ha	C.-B.	6,4	**4,8**	**Oui**
							Prairies – Alb.	5,4	**4,1**	**Oui**
							Prairies – Man.	3,3	**2,5**	**Oui**
							Prairies – Sask.	3,7	**2,8**	**Oui**
							Ontario	4,8	**3,6**	**Oui**
							Québec	3,5	**2,6**	**Oui**
							Atlantique – N.-É.	5,1	**3,8**	**Oui**
							Atlantique – Î.-P.-É	5,7	**4,3**	**Oui**

Organismes	Exposition	Espèces représentatives	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[b]	Région	CEE[c] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
				Sol : traitement de préplantation avec incorporation au sol	Patate douce	1 × 224 g p.a./ha	Ontario	1,2	0,9	Non
							Québec	1,1	0,8	Non
				Sol : raie de semis	Pomme de terre[e]	1 × 223,8 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,53	0,4	Non
							Ontario	0,76	0,6	Non
							Québec	1	0,8	Non
							Atlantique	2,6	**2,0**	**Oui**
				Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a. (dose élevée)	C.-B.	2,56	**1,9**	**Oui**
							Ontario	8	**6,0**	**Oui**
							Québec	10,4	**7,8**	**Oui**
							Atlantique	21,6	**16**	**Oui**
						1 × 4,7 g p.a./ha (faible dose)	C.-B.	0,028	< 0,1	Non
							Ontario	0,088	0,1	Non
							Québec	0,12	0,1	Non
							Atlantique	0,24	0,2	Non
					Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Prairies – Sask.	0,288	0,2	Non
							Prairies – Man.	0,44	0,3	Non
							Ontario	2,24	**1,7**	**Oui**
							Québec	3,36	**2,5**	**Oui**
					Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,004	< 0,1	Non
							Ontario	0,0424	< 0,1	Non
							Québec	0,0384	< 0,1	Non
							Atlantique	0,096	0,1	Non
					Maïs[e]	1 × 118,3 g	Ontario	0,608	0,5	Non

Organismes	Exposition	Espèces représentatives	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[b]	Région	CEE[c] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
						p.a./ha	Québec	0,776	0,6	Non
					Blé de printemps	1 × 104,9 g p.a./ha	Nord de l'Alb.	0,304	0,2	Non
							Sud de l'Alb.	0,552	0,4	Non
							Sask.	0,4	0,3	Non
							Man.	0,456	0,3	Non
							Ontario	0,392	0,3	Non
							Québec	0,48	0,4	Non
					Blé d'hiver	1 × 104,9 g p.a./ha	Nord de l'Alb.	0,576	0,4	Non
							Sud de l'Alb.	1,12	0,8	Non
							Sask.	0,552	0,4	Non
							Man.	0,72	0,5	Non
							Ontario	0,352	0,3	Non
							Québec	0,408	0,3	Non
	Chronique	*Chironomus dilutus*	Moyenne géométrique (émergence) = 0,12	Application foliaire	Courge et citrouille	1 × 105 g p.a./ha	C.-B.	0,29[d]	**2,4**	**Oui**
							Ontario	2,5[d]	**21**	**Oui**
							Québec	2,4[d]	**20**	**Oui**
					Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à un intervalle de 10 j	Prairies – Man.	3,2	**27**	**Oui**
							Ontario	2,9	**24**	**Oui**
							Québec	2,3	**19**	**Oui**
							Atlantique	3,1	**26**	**Oui**
					Raisins	1 × 105 g p.a./ha	C.-B.	0,25	**2,1**	**Oui**
							Ontario	2,6	**22**	**Oui**
							Québec	1,1	**9,2**	**Oui**
							N.-É.	0,83	**6,9**	**Oui**
					Gazon	1 × 350 g p.a./ha	C.-B.	4,8	**40**	**Oui**

Organismes	Exposition	Espèces représentatives	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[b]	Région	CEE[c] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
							Prairies – Alb.	3,9	**33**	**Oui**
							Prairies – Man.	2,4	**20**	**Oui**
							Prairies – Sask.	2,6	**22**	**Oui**
							Ontario	3,4	**28**	**Oui**
							Québec	3	**25**	**Oui**
							Atlantique – N.-É.	3,6	**30**	**Oui**
							Atlantique – Î.-P.-É	4,2	**35**	**Oui**
				Sol : traitement de préplantation avec incorporation au sol	Patate douce	1 × 224 g p.a./ha	Ontario	0,93	**7,8**	**Oui**
							Québec	0,86	**7,2**	**Oui**
				Sol : raie de semis	Pomme de terre[e]	1 × 223,8 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,49	**4,1**	**Oui**
							Ontario	0,61	**5,1**	**Oui**
							Québec	0,82	**6,8**	**Oui**
							Atlantique	1,9	**16**	**Oui**
				Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a. (dose élevée)	C.-B.	1,84	**15**	**Oui**
							Ontario	6,88	**57**	**Oui**
							Québec	8,8	**73**	**Oui**
							Atlantique	16,8	**140**	**Oui**
						1 × 4,7 g p.a./ha (faible dose)	C.-B.	0,0208	0,2	Non
							Ontario	0,0768	0,6	Non
							Québec	0,096	0,8	Non
							Atlantique	0,184	**1,5**	**Oui**
					Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Prairies – Sask.	0,216	**1,8**	**Oui**

Organismes	Exposition	Espèces représentatives	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[b]	Région	CEE[c] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
							Prairies – Man.	0,368	**3,1**	**Oui**
							Ontario	1,68	**14**	**Oui**
							Québec	2,88	**24**	**Oui**
					Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,0032	< 0,1	Non
							Ontario	0,0328	0,3	Non
							Québec	0,0304	0,3	Non
							Atlantique	0,0736	0,6	Non
					Maïs[e]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,52	**4,3**	**Oui**
							Québec	0,632	**5,3**	**Oui**
					Blé de printemps	1 × 104,9 g p.a./ha	Nord de l'Alb.	0,272	**2,3**	**Oui**
							Sud de l'Alb.	0,4	**3,3**	**Oui**
							Sask.	0,344	**2,9**	**Oui**
							Man.	0,384	**3,2**	**Oui**
							Ontario	0,36	**3,0**	**Oui**
							Québec	0,424	**3,5**	**Oui**
					Blé d'hiver	1 × 104,9 g p.a./ha	Nord de l'Alb.	0,424	**3,5**	**Oui**
							Sud de l'Alb.	0,8	**6,7**	**Oui**
							Sask.	0,424	**3,5**	**Oui**
							Man.	0,6	**5,0**	**Oui**
							Ontario	0,264	**2,2**	**Oui**
							Québec	0,312	**2,6**	**Oui**
		Mésocosme	$CSEO_{MPT\ 14\ j}$ 56 j = 0,281	Application foliaire	Courge et citrouille	1 × 105 g p.a./ha	C.-B.	0,29[d]	**1,0**	**Oui**
							Ontario	2,5[d]	**8,9**	**Oui**
							Québec	2,4[d]	**8,4**	**Oui**
					Pomme de	3 × 52,5 g p.a./ha	Prairies –	3,2	**11**	**Oui**

Organismes	Exposition	Espèces représentatives	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[b]	Région	CEE[c] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
					terre	à un intervalle de 10 j	Man.			
							Ontario	2,9	**10**	**Oui**
							Québec	2,3	**8,2**	**Oui**
							Atlantique	3,1	**11**	**Oui**
					Raisins	1 × 105 g p.a./ha	C.-B.	0,25	0,9	Non
							Ontario	2,6	**9,3**	**Oui**
							Québec	1,1	**3,9**	**Oui**
							N.-É.	0,83	**3,0**	**Oui**
					Gazon	1 × 350 g p.a./ha	C.-B.	4,8	**17**	**Oui**
							Prairies – Alb.	3,9	**14**	**Oui**
							Prairies – Man.	2,4	**8,5**	**Oui**
							Prairies – Sask.	2,6	**9,3**	**Oui**
							Ontario	3,4	**12**	**Oui**
							Québec	3	**11**	**Oui**
							Atlantique – N.-É.	3,6	**13**	**Oui**
							Atlantique – Î.-P.-É	4,2	**15**	**Oui**
				Sol : traitement de préplantation avec incorporation au sol	Patate douce	1 × 224 g p.a./ha	Ontario	0,93	**3,3**	**Oui**
							Québec	0,86	**3,1**	**Oui**
				Sol : raie de semis	Pomme de terre[e]	1 × 223,8 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,49	**1,7**	**Oui**
							Ontario	0,61	**2,2**	**Oui**
							Québec	0,82	**2,9**	**Oui**
							Atlantique	1,9	**6,8**	**Oui**

Organismes	Exposition	Espèces représentatives	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[b]	Région	CEE[c] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
				Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a. (dose élevée)	C.-B.	1,84	**6,5**	**Oui**
							Ontario	6,88	**25**	**Oui**
							Québec	8,8	**31**	**Oui**
							Atlantique	16,8	**60**	**Oui**
						1 × 4,7 g p.a./ha (faible dose)	C.-B.	0,0208	0,1	Non
							Ontario	0,0768	0,3	Non
							Québec	0,096	0,3	Non
							Atlantique	0,184	0,7	Non
					Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Prairies – Sask.	0,216	0,8	Non
							Prairies – Man.	0,368	**1,3**	**Oui**
							Ontario	1,68	**6,0**	**Oui**
							Québec	2,88	**10**	**Oui**
					Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,0032	< 0,1	Non
							Ontario	0,0328	0,1	Non
							Québec	0,0304	0,1	Non
							Atlantique	0,0736	0,3	Non
					Maïs[e]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,52	**1,9**	**Oui**
							Québec	0,632	**2,2**	**Oui**
					Blé de printemps	1 × 104,9 g p.a./ha	Nord de l'Alb.	0,272	**1,0**	**Oui**
							Sud de l'Alb.	0,4	**1,4**	**Oui**
							Sask.	0,344	**1,2**	**Oui**
							Man.	0,384	**1,4**	**Oui**
							Ontario	0,36	**1,3**	**Oui**
							Québec	0,424	**1,5**	**Oui**
					Blé d'hiver	1 × 104,9 g p.a./ha	Nord de l'Alb.	0,424	**1,5**	**Oui**

Organismes	Exposition	Espèces représentatives	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[b]	Région	CEE[c] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
							Sud de l'Alb.	0,8	**2,8**	**Oui**
							Sask.	0,424	**1,5**	**Oui**
							Man.	0,6	**2,1**	**Oui**
							Ontario	0,264	0,9	Non
							Québec	0,312	**1,1**	**Oui**
	Chronique (eau interstitielle des sédiments)	*C. riparius*	CSEO 10 j, poids sec = 1,1 (eau interstitielle)	Application foliaire	Courge et citrouille	1 × 105 g p.a./ha	C.-B.	0,075[d]	< 0,1	Non
							Ontario	0,75[d]	0,7	Non
							Québec	0,75[d]	0,7	Non
					Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à un intervalle de 10 j	Prairies – Man.	0,72	0,7	Non
							Ontario	0,57	0,5	Non
							Québec	0,62	0,6	Non
							Atlantique	0,87	0,8	Non
					Raisins	1 × 105 g p.a./ha	C.-B.	0,067	0,1	Non
							Ontario	0,84	0,8	Non
							Québec	0,54	0,5	Non
							N.-É.	0,19	0,2	Non
					Gazon	1 × 350 g p.a./ha	C.-B.	0,3	0,3	Non
							Prairies – Alb.	0,85	0,8	Non
							Prairies – Man.	0,49	0,4	Non
							Prairies – Sask.	0,53	0,5	Non
							Ontario	0,9	0,8	Non
							Québec	1,4	**1,3**	**Oui**
							Atlantique – N.-É.	0,9	0,8	Non
							Atlantique – Î.-P.-É	1,2	**1,1**	**Oui**

Organismes	Exposition	Espèces représentatives	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[b]	Région	CEE[c] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
				Sol : traitement de préplantation avec incorporation au sol	Patate douce	1 × 224 g p.a./ha	Ontario	0,21	0,2	Non
							Québec	0,2	0,2	Non
				Sol : raie de semis	Pomme de terre[e]	1 × 223,8 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,15	0,1	Non
							Ontario	0,15	0,1	Non
							Québec	0,23	0,2	Non
							Atlantique	0,52	0,5	Non
				Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a. (dose élevée)	C.-B.	0,512	0,5	Non
							Ontario	1,92	**1,7**	**Oui**
							Québec	2,4	**2,2**	**Oui**
							Atlantique	4,72	**4,3**	**Oui**
						1 × 4,7 g p.a./ha (faible dose)	C.-B.	0,0056	< 0,1	Non
							Ontario	0,0216	< 0,1	Non
							Québec	0,0264	< 0,1	Non
							Atlantique	0,0528	< 0,1	Non
					Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Prairies – Sask.	0,0616	0,1	Non
							Prairies – Man.	0,104	0,1	Non
							Ontario	0,48	0,4	Non
							Québec	1,12	**1,0**	**Oui**
					Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Prairies – Man.	0,0008	< 0,1	Non
							Ontario	0,0088	< 0,1	Non
							Québec	0,0088	< 0,1	Non
							Atlantique	0,02	< 0,1	Non
					Maïs[e]	1 × 118,3 g p.a./ha	Ontario	0,144	0,1	Non
							Québec	0,176	0,2	Non

Organismes	Exposition	Espèces représentatives	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[b]	Région	CEE[c] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
					Blé de printemps	1 × 104,9 g p.a./ha	Nord de l'Alb.	0,088	0,1	Non
							Sud de l'Alb.	0,096	0,1	Non
							Sask.	0,104	0,1	Non
							Man.	0,12	0,1	Non
							Ontario	0,112	0,1	Non
							Québec	0,152	0,1	Non
					Blé d'hiver	1 × 104,9 g p.a./ha	Nord de l'Alb.	0,168	0,2	Non
							Sud de l'Alb.	0,224	0,2	Non
							Sask.	0,176	0,2	Non
							Man.	0,24	0,2	Non
							Ontario	0,112	0,1	Non
							Québec	0,16	0,1	Non
Invertébrés marins et estuariens										
Invertébrés	Aiguë	*Mysidopsis bahia*	CL_{50} 96 h ÷ 2 = 25,5	Application foliaire	Courge et citrouille	1 × 105 g p.a./ha	C.-B.	0,39[d]	< 0,1	Non
							Québec	3,0[d]	0,1	Non
					Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à un intervalle de 10 j	Québec	3,1	0,1	Non
							Atlantique	4,1	0,2	Non
					Raisins	1 × 105 g p.a./ha	C.-B.	0,35	< 0,1	Non
							Québec	1,5	0,1	Non
							Atlantique – N.-É.	1,2	< 0,1	Non
					Gazon	1 × 350 g p.a./ha	C.-B.	6,4	0,3	Non
							Québec	3,5	0,1	Non
							Atlantique – N.-É.	5,1	0,2	Non
							Atlantique – Î.-P.-É	5,7	0,2	Non

Organismes	Exposition	Espèces représentatives	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[b]	Région	CEE[c] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
				Sol : traitement de préplantation avec incorporation au sol	Patate douce	1 × 224 g p.a./ha	Québec	1,1	< 0,1	Non
				Sol : raie de semis	Pomme de terre[e]	1 × 223,8 g p.a./ha	Québec	1	0,0	Non
							Atlantique	2,6	0,1	Non
				Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a. (dose élevée)	C.-B.	2,56	0,1	Non
							Québec	10,4	0,4	Non
							Atlantique	21,6	0,8	Non
						1 × 4,7 g p.a./ha (faible dose)	C.-B.	0,028	< 0,1	Non
							Québec	0,12	< 0,1	Non
							Atlantique	0,24	< 0,1	Non
					Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Québec	3,36	0,1	Non
					Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Québec	0,0384	< 0,1	Non
							Atlantique	0,096	< 0,1	Non
					Maïs[e]	1 × 118,3 g p.a./ha	Québec	0,776	< 0,1	Non
					Blé de printemps	1 × 104,9 g p.a./ha	Québec	0,48	< 0,1	Non
					Blé d'hiver	1 × 104,9 g p.a./ha	Québec	0,408	< 0,1	Non
	Chronique	*Mysidopsis bahia*	CSEO 39 j, reproduction = 5,1	Application foliaire	Courge et citrouille	1 × 105 g p.a./ha	C.-B.	0,29[d]	0,1	Non
							Québec	2,4[d]	0,5	Non
					Pomme de terre	3 × 52,5 g p.a./ha à un intervalle de 10 j	Québec	2,3	0,5	Non
							Atlantique	3,1	0,6	Non
					Raisins	1 × 105 g p.a./ha	C.-B.	0,25	< 0,1	Non
							Québec	1,1	0,2	Non
							Atlantique – N.-É.	0,83	0,2	Non
					Gazon	1 × 350 g p.a./ha	C.-B.	4,8	0,9	Non

Organismes	Exposition	Espèces représentatives	Paramètre d'effets (µg p.a./L)	Scénario d'utilisation	Culture	Dose d'utilisation[b]	Région	CEE[c] (µg p.a./L)	QR	NP dépassé
							Québec	3	0,6	Non
							Atlantique – N.-É.	3,6	0,7	Non
							Atlantique – Î.-P.-É	4,2	0,8	Non
				Sol : traitement de préplantation avec incorporation au sol	Patate douce	1 × 224 g p.a./ha	Québec	0,86	0,2	Non
				Sol : raie de semis	Pomme de terre[e]	1 × 223,8 g p.a./ha	Québec	0,82	0,2	Non
							Atlantique	1,9	0,4	Non
				Traitement des semences	Légumes	1 × 419,6 g p.a. (dose élevée)	C.-B.	1,84	0,4	Non
							Québec	8,8	**1,7**	**Oui**
							Atlantique	16,8	**3,3**	**Oui**
						1 × 4,7 g p.a./ha (faible dose)	C.-B.	0,0208	< 0,1	Non
							Québec	0,096	< 0,1	Non
							Atlantique	0,184	< 0,1	Non
					Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Québec	2,88	0,6	Non
					Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Québec	0,0304	< 0,1	Non
							Atlantique	0,0736	< 0,1	Non
					Maïs[e]	1 × 118,3 g p.a./ha	Québec	0,632	0,1	Non
					Blé de printemps	1 × 104,9 g p.a./ha	Québec	0,424	0,1	Non
					Blé d'hiver	1 × 104,9 g p.a./ha	Québec	0,312	0,1	Non

[a] La CD_5 est le 5[e] centile de la distribution de la sensibilité des espèces pour les critères d'effet CL_{50} ou CE_{50} sur 48 à 96 heures, selon des intervalles de confiance à 50 % (expositions aiguës).
[b] La dose d'utilisation représente le nombre maximal d'applications et la dose maximale (g p.a./ha) pour une culture donnée.
[c] Les CEE sont basées sur un plan d'eau d'une profondeur de 80 cm. À des fins de comparaison avec les paramètres d'effets aigus pour les invertébrés selon les données d'une période de 48 à 96 heures, les CEE maximales ont été utilisées pour estimer les QR. À des fins de comparaison avec les paramètres d'effets chroniques pour les invertébrés selon les données correspondant aux CE_{10}/CE_{20} ou CSEO 21 – 40 j et à la $CSEO_{MPT\ 14\ j}$ 56 j en mésocosme, des CEE sur 21 jours ont été utilisées pour calculer les QR. Les CEE pour le traitement des semences ont été ajustées pour tenir compte d'un taux d'absorption de 20 % par les plantes.

[d] La modélisation des applications foliaires de la clothianidine sur les cucurbitacées a été réalisée à l'origine à l'aide de 2 applications à 105 g p.a./ha dans le contexte de l'examen spécial, comme indiqué le Projet de décision d'examen spécial PSRD2018-01. À la suite de la décision de réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs (RVD2019-05), une seule application foliaire peut être effectuée sur les cucurbitacées avant la floraison. Plutôt que de mettre à jour la modélisation pour cette culture, les CEE pour une application au lieu de deux ont été calculées de façon approximative en divisant les CEE originales par deux.
[e] Le traitement des semences de maïs et les utilisations en raie de semis sur les pommes de terre sont modélisés selon un scénario supposant une « concentration croissante en fonction de la profondeur ».
Les valeurs en gras indiquent un dépassement du NP (QR = 1).

Annexe V Distribution de la sensibilité des espèces

Renseignements de base

Une distribution de la sensibilité des espèces (DSE) est établie pour les groupes taxonomiques d'intérêt lorsque des données suffisantes sont disponibles. La concentration dangereuse pour 5 % des espèces (CD_5) assure en théorie la protection de 95 % de toutes les espèces contre le niveau d'effet utilisé dans l'analyse (par exemple, CL_{50}, CSEO, etc.). Le logiciel ETX 2.1 est utilisé pour générer des DSE, et il a été mis au point par RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Pays-Bas).

Analyse des données de toxicité des DSE pour la clothianidine

Les données soumises par le titulaire et les études dans la littérature publiée ont été consultées dans le cadre du processus d'évaluation des risques. Seules les études présentant des critères d'effet quantitatifs et acceptables ont été prises en compte pour l'établissement des DSE. Un tri supplémentaire a été effectué afin de séparer les données en sous-groupes taxonomiques tout en tenant compte des méthodes d'essai appropriées, des durées d'exposition, des matrices et autres variables. Les données tirées de la littérature publiée étaient jugées acceptables si elles présentaient des critères d'effet pertinents sur le plan biologique et si elles suivaient généralement des méthodes reconnues, comme celles de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) ou des méthodes similaires.

Résultats de l'analyse de la DSE pour l'insecticide clothianidine

Une DSE a été établie en fonction des effets aigus sur les invertébrés d'eau douce exposés à la clothianidine. Les données sur la toxicité utilisées dans la DSE sont présentées dans le tableau A.5-1 et les résultats, dans le tableau A.5-2. La CD_5 est de 1,33 µg p.a./L.

Tableau A.5-1 Données sur la toxicité utilisées dans la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour les effets aigus de la clothianidine sur les invertébrés d'eau douce

Numéro de l'espèce	Nom de l'espèce	CE_{50}/CL_{50} (µg p.a./L)	Remarques	Référence (nº de l'ARLA)
1	*Moina macrocopa*	61 106		Hayasaka *et al*., 2013 (2712667)
2	*Daphnia pulex*	31 448		Hayasaka *et al*., 2013 (2712667)
3	*Ceriodaphnia reticulata*	29 474		Hayasaka *et al*., 2013 (2712667)
4	*Daphnia magna*	28 299	Valeur de la moyenne géométrique (n = 6)	Morrissey *et al*., 2015 (2538669), Noake et Geffke, 2000 (2713565), Hayasaka *et al*., 2013 (2712667), Riebschläger, 2013 (2713529), Li *et al*., 2013 (2712665), Noack, 1999

Numéro de l'espèce	Nom de l'espèce	CE_{50}/CL_{50} (µg p.a./L)	Remarques	Référence (nº de l'ARLA)
				(2713564)
5	*Coenagrion* sp.	5 918,8	Valeur plus petite que (<)	Raby *et al*., 2018a (2842540)
6	*Daphnia similis*	1 740		Morandi, 2012 (2713531)
7	*Ceriodaphnia dubia*	1 691,3		Hayasaka *et al*., 2013 (2712667)
8	*Lestes unguiculatus*	1 245		Miles *et al*., 2017 (2832753)
9	*Anax junius*	1 000		Miles *et al*., 2017 (2832753)
10	*Plathemis lydia*	865		Miles *et al*., 2017 (2832753)
11	*Orchonectes propinquus*	805		Miles *et al*., 2017 (2832753)
12	*Caecidotea* sp.	537,2		Raby *et al*., 2018a (2842540)
13	Lampsile fasciolée *(Lampsilis fasciola)*	478	Valeur plus grande que (>)	Prosser *et al*., 2016 (2712688)
14	*Agnetina, Paragnetina* sp.	300,5	Valeur plus petite que (<)	Raby *et al*., 2018a (2842540)
15	*Procambarus clarkii*	188	Valeur de la moyenne géométrique (n = 2)	Barbee et Stout, 2009 (2712686), Nagasaki et Asaka, 2000 (2713537)
16	*Isonychia bicolor*	108,8	Valeur plus petite que (<)	Raby *et al*., 2018a (2842540)
17	*McCaffertium* sp.	108,8	Valeur plus petite que (<)	Raby *et al*., 2018a (2842540)
18	*Stenelmis* sp.	84,9		Raby *et al*., 2018a (2842540)
19	*Belostoma flumineum*	79,0		Miles *et al*., 2017 (2832753)
20	*Asellus aquaticus*	67,0		Pickervance *et al*., 2003 (2712685)
21	*Notonecta undulata*	59,0		Miles *et al*., 2017 (2832753)
22	*Hesperocorixa atopodonta*	56,0		Miles *et al*., 2017 (2832753)
23	*Lumbriculus variegatus*	41,7		Raby *et al*., 2018a (2842540)
24	*Gyrinus* sp.	41,2		Raby *et al*., 2018a (2842540)
25	*Chironomus riparius*	21,8	Valeur de la moyenne géométrique (n = 4)	Mattock, 2001 (1194168), Pickervance *et al*., 2003 (2712685), CE, 2005

Numéro de l'espèce	Nom de l'espèce	CE_{50}/CL_{50} (µg p.a./L)	Remarques	Référence (nº de l'ARLA)
				(3014284), Silke, 2013 (2713530)
26	*Trichocorixa* sp.	21,3		Raby *et al*., 2018a (2842540)
27	*Ephemerella* sp.	18,5		Raby *et al*., 2018a (2842540)
28	*Cloeon dipterum*	12,0		Pickervance *et al.*, 2003 (2712685)
29	*Hexagenia* spp.	11,5	Valeur de la moyenne géométrique (n = 2)	Bartlett *et al*., 2018 (2861091), Raby *et al*., 2018a (2842540)
30	*Culex pipiens*	11,0		Russo *et al*., 2018 (2978128)
31	*Dytiscidae*	7,0		Pickervance *et al.*, 2003 (2712685)
32	*Hyalella azteca*	6,8	Valeur de la moyenne géométrique (n = 3)	De Perre *et al*., 2015 (2712666), Whiting et Lydy, 2015 (2712690), Raby *et al*., 2018a (2842540)
33	*Cheumatopsyche brevilineata*	4,4		Yokoyama *et al*., 2009 (2722291)
34	*Neocloeon triangulifer*	3,5		Raby *et al*., 2018a (2842540)
35	*Chironomus dilutus*	3,3	Valeur de la moyenne géométrique (n = 3)	De Perre *et al*., (2712666), Raby *et al*., 2018 a (2842540), Maloney *et al*., 2017 (2818524)
36	*Graphoderus fascicollis*	2,0		Miles *et al*., 2017 (2832753)

Tableau A.5-2 Résumé de l'analyse de la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour les effets aigus de la clothianidine sur les invertébrés d'eau douce

Type d'étude et d'exposition	Résultats de la DSE pour les invertébrés d'eau douce
Toxicité aiguë	CD_5 : 1,33 µg p.a./L
	IC : 0,324 – 3,88 µg p.a./L FT : 1,86 – 9,28 %
	Nombre d'espèces utilisées : 36 (CE_{50}/CL_{50} 48 – 96 h)
	Espèce la plus sensible : *Graphoderus fascicollis;* CL_{50} 48 h = 2,0 µg p.a./L

CD_5 = concentrations dangereuses pour 5 % des espèces
IC = limites inférieure et supérieure de confiance à 90 % pour la CD_5
FT = Fraction des espèces touchées. La FT reflète la proportion des espèces qui devraient être touchées, selon les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 90 % de la CD_5.

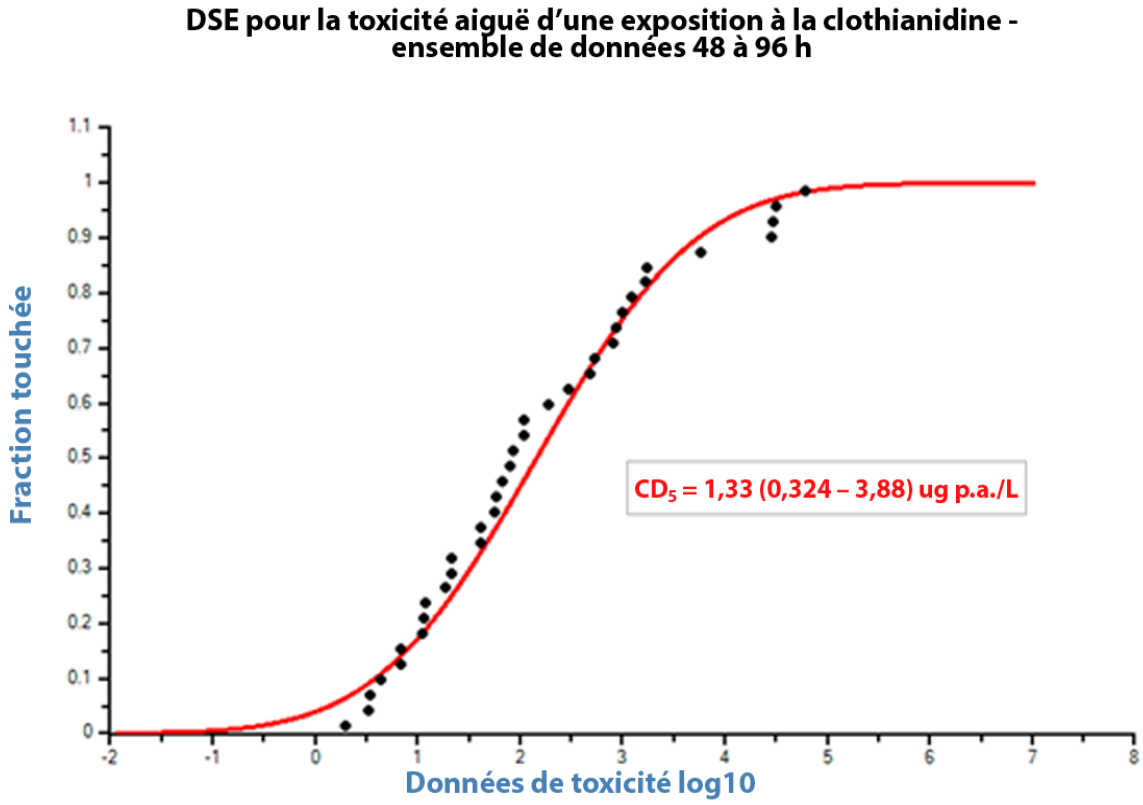


Figure A.5-1 DSE pour la toxicité aiguë de la clothianidine chez les invertébrés aquatiques d'eau douce.

Commentaires sur les données utilisées dans les DSE

Tri des données utilisées dans les DSE :

- Les critères d'effet mesurés utilisés dans les sous-ensembles de données sont similaires (unités d'exposition, unités de toxicité) et appropriés pour la catégorie de durée.
- Les critères d'effet inclus dans tous les ensembles de données sont ceux qui sont censés affecter la survie des organismes ou des populations d'essai.
- Toutes les données sur l'exposition à court terme sont regroupées sous la rubrique « Exposition aiguë » (c'est-à-dire 48 heures, 96 heures, etc.) pour les différents groupes taxonomiques.
- Toutes les données qui sont associées à une « exposition chronique » sont regroupées pour les différents groupes taxonomiques (c'est-à-dire études qui examinent la survie ou les effets sublétaux associés à de longues périodes d'exposition).
- Les moyennes géométriques des valeurs de toxicité sont calculées pour plusieurs critères d'effet pour la même espèce.
- Lorsque plus d'un critère d'effet mesuré était disponible dans une étude donnée (par exemple, une CE_{50} et une CL_{50} sont fournies, ou encore si on dispose de critères d'effet pour plusieurs périodes de temps), le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité est utilisé, et non une moyenne géométrique.
- Les résultats des études qui sont insuffisants ou incompatibles pour être inclus dans les groupes de distribution pour une exposition aiguë ou chronique, aux fins de la présente évaluation, n'ont pas été utilisés. Il s'agit par exemple des critères d'effet incompatibles comme une CE_{25}, des études ou unités différentes ou uniques pour les matrices d'exposition, des durées et méthodes d'exposition différentes, etc.

Remarques supplémentaires sur les données propres au principe actif actuel

- Seuls des critères d'effet pour des périodes allant de 48 à 96 heures ont été inclus dans la DSE, afin d'harmoniser l'ensemble de données avec la CEE maximale modélisée (c'est-à-dire excluant les critères d'effet > 96 heures) et de tenir compte des effets latents de l'exposition à la clothianidine sur les invertébrés aquatiques (c'est-à-dire excluant les critères d'effet < 48 heures).
- Les données de toxicité n'indiquant aucun effet à la concentration d'essai maximale ont été exclues (par exemple, $CE_{50} > X$) s'il y a d'autres résultats qui représentaient l'espèce (conformément aux lignes directrices de l'EFSA (2013)).
- Dans les cas où seule une étude était disponible pour une espèce et où le critère d'effet résultant n'était pas borné, c'est-à-dire une valeur de toxicité « plus petite que » ou « plus grande que » (</>), le critère d'effet a été utilisé pour représenter l'espèce (conformément aux lignes directrices de l'EFSA (2013)).
- Il n'y avait pas suffisamment de données pour établir une DSE chronique robuste en fonction des effets sublétaux.

Annexe VI Résumé des scénarios de modélisation des eaux

Tableau A.6-1 Résumé des doses d'application, des périodes d'application et des profils d'emploi ayant servi à la modélisation du ruissellement vers les eaux de surface

Région	Culture	Profil d'emploi	Méthode d'application	Profondeur des semences (cm)	Période d'application
C.-B.	Légumes (dose élevée)[a]	1 × 419,6 g p.a./ha	Traitement des semences	0,6 – 2,5	Début mars à fin juin
	Légumes (dose faible)[a]	1 × 4,7 g p.a./ha			
	Raisins	1 × 105 g p.a./ha	Application foliaire au sol	S.O.	Mi-juin à mi-août
	Courge et citrouille[b]	1 × 105 g p.a./ha	Application foliaire au sol	S.O.	Début mai à fin septembre
	Gazon	1 × 350 g p.a./ha	Application foliaire au sol	S.O.	Fin mars à mi-octobre
Prairies	Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Traitement des semences	1,2 – 5	17 avril au 28 juin
	Blé de printemps	1 × 104,9 g p.a./ha	Traitement des semences	2,05 – 7,5	2 avril au 21 juin
	Blé d'hiver	1 × 104,9 g p.a./ha	Traitement des semences	1,5 – 3,5	15 août au 31 octobre
	Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Traitement des plantons	7 – 15	Début avril au 15 juin
		1 × 223,8 g p.a./ha	Raie de semis[c]	7 cm, présumément	Début avril au 15 juin
		3 × 52,5 g p.a./ha, intervalle de 10 j	Application foliaire au sol et aérienne	S.O.	Début mai au début septembre
	Gazon	1 × 350 g p.a./ha	Application foliaire au sol	S.O.	Fin avril à mi-octobre
Ontario et Québec	Canola	1 × 32,5 g p.a./ha	Traitement des semences	0 – 3	1er avril au 10 juin
	Légumes (dose élevée)[a]	1 × 419,6 g p.a./ha	Traitement des semences	1 – 2	15 avril au 25 juin
	Légumes (dose faible)[a]	1 × 4,7 g p.a./ha			
	Blé de printemps	1 × 104,9 g p.a./ha	Traitement des semences	2,5	1er mars au 1er juin
	Blé d'hiver	1 × 104,9 g p.a./ha	Traitement des semences	2,5	20 août au 15 novembre
	Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Traitement des plantons	5 – 12	15 avril au 25 juin
		1 × 223,8 g p.a./ha	Raie de semis[c]	5	15 avril au 25 juin
		3 × 52,5 g p.a./ha,	Application foliaire au sol et aérienne	S.O.	Mi-mai à mi-août

Région	Culture	Profil d'emploi	Méthode d'application	Profondeur des semences (cm)	Période d'application
		intervalle de 10 j			
	Maïs[c]	1 × 118,3 g p.a./ha	Traitement des semences	3,8 – 6,5	14 avril au 30 juin
	Courge et citrouille[b]	1 × 105 g p.a./ha	Application foliaire au sol	S.O.	Début mai à début octobre
	Raisins	1 × 105 g p.a./ha	Application foliaire au sol	S.O.	Début avril à mi-octobre
	Gazon	1 × 350 g p.a./ha	Application foliaire au sol	S.O.	Début avril à mi-octobre
	Patate douce	1 × 224 g p.a./ha	Traitement de préplantation avec incorporation au sol	10 cm, présumément (profondeur d'incorporation)	Fin mai au début de juin
Atlantique	Légumes (dose élevée)[a]	1 × 419,6 g p.a./ha	Traitement des semences	1,0	15 avril au 20 juin
	Légumes (dose faible)[a]	1 × 4,7 g p.a./ha			
	Pomme de terre	1 × 381 g p.a./ha	Traitement des plantons	5 – 15	20 mars au 15 juin
		1 × 223,8 g p.a./ha	Raie de semis[c]	5	20 mars au 15 juin
		3 × 52,5 g p.a./ha, intervalle de 10 j	Application foliaire au sol et aérienne	S.O.	Fin juin à mi-septembre
	Raisins	1 × 105 g p.a./ha	Application foliaire au sol	S.O.	Mi-mai à mi-juin
	Gazon	1 × 350 g p.a./ha	Application foliaire au sol	S.O.	Début avril à mi-octobre

S.O. = sans objet.

[a] Comme diverses doses étaient utilisées pour le traitement des semences de légumes, la dose maximale et la faible dose représentative ont été modélisées d'après un scénario pour la carotte.

[b] La modélisation des applications foliaires de la clothianidine sur les cucurbitacées a été réalisée à l'origine à l'aide de 2 applications à 105 g p.a./ha dans le contexte de l'examen spécial, comme indiqué le Projet de décision d'examen spécial PSRD2018-01. À la suite de la décision de réévaluation axée sur les insectes pollinisateurs (RVD2019-05), une seule application foliaire peut être effectuée sur les cucurbitacées avant la floraison. Plutôt que de mettre à jour la modélisation pour cette culture, les CEE pour une application au lieu de deux ont été calculées de façon approximative en divisant les CEE originales par deux.

[c] Le traitement des semences de maïs et les utilisations en raie de semis sur les pommes de terre sont modélisés selon un scénario supposant une « concentration croissante en fonction de la profondeur ».

Annexe VII Résumé de l'analyse de la surveillance

Tableau A.7-1 Programmes de surveillances des eaux exclus de l'évaluation révisée, mais précédemment pris en compte dans le projet de décision d'examen spécial sur la clothianidine, PSRD2018-01

Programme (nº de l'ARLA)	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration, sauf indication contraire (µg/L)	Année	Nombre de sites	Nombre total d'échantillons
Santé Canada, Surveillance des incidents de mortalité d'abeilles, document non publié (nº de l'ARLA 2548877)	Québec	Fossé	0,001 (LQ)	2013	1	1
	Ontario	Ruisseaux, étangs et cours d'eau	0,001 (LQ)	2013	42	42
			0,0022	2014	14	14
	Manitoba	Ruisseau	0,001 (LQ)	2013	1	1
	Raison de l'exclusion : Les échantillons proviennent de régions où des incidents de mortalité d'abeilles sont survenus; le programme n'était pas conçu pour assurer une surveillance des habitats aquatiques à proximité des sites d'utilisation de la clothianidine.					
Santé Canada, Programme de surveillance des ruches, document non publié (nº de l'ARLA 2548876)	Québec	Cours d'eau	0,0022	2014	1	1
	Ontario	Cours d'eau, ponceaux et fossés	0,0022	2014	5	5
	Manitoba	Cours d'eau, ponceaux et fossés	0,0022	2014	3	3
	Raison de l'exclusion : L'échantillonnage a été réalisé à proximité de ruches d'abeilles; le programme n'était pas conçu pour assurer une surveillance des habitats aquatiques à proximité des sites d'utilisation de la clothianidine.					
Environnement Canada, données citées dans Mineau et Palmer, 2013 (nº de l'ARLA 2526820)	Ontario	Ruisseaux et rivières	0,00176	2011	13	15
	Raison de l'exclusion : Le rapport mentionnait seulement un ou deux échantillons par site pour l'année 2011, et il y avait peu ou pas d'information sur les sites. On disposait de données brutes et d'information sur les sites d'ECCC pour les années subséquentes pour la majorité des plans d'eau.					
Ministère de l'Environnement de l'Ontario et ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et	Ontario	Ruisseaux et rivières	0,08	2012 – 2014	20	298
	Raison de l'exclusion : La limite de détection analytique est élevée en comparaison des autres ensembles de données de surveillance disponibles; il est donc difficile d'interpréter les cas de non-détection. La fréquence de détection était faible en comparaison d'autres programmes. Il n'y a pas eu détection sauf dans deux sites, et dans chacun de ces deux sites, un seul échantillon présentait des concentrations supérieures à la limite de détection analytique. Des données de surveillance plus utiles et plus récentes, associées à une					

Programme (nº de l'ARLA)	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration, sauf indication contraire (µg/L)	Année	Nombre de sites	Nombre total d'échantillons
des Affaires rurales de l'Ontario, 2013 (nos de l'ARLA 2523836, 2759002)	limite de détection analytique beaucoup moins élevée, étaient disponibles pour la période de 2015 à 2018.					
Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, 2016 (nº de l'ARLA 2710505)	Ontario	Influents et effluents des usines de traitement des eaux usées	0,005	2016	5	32
	Raison de l'exclusion : Les échantillons ont été prélevés dans des usines de traitement des eaux usées. La clothianidine n'a pas été détectée. L'information sur le site était limitée. Les données ne sont pas particulièrement utiles dans le contexte d'une évaluation des risques pour les invertébrés aquatiques.					
Schaafsma *et al*., 2015 (nº de l'ARLA 2526184)	Ontario	Fossés et sorties de tuyaux de drainage situés entre 0 et 100 mètres du périmètre des champs de maïs	0,0017	2013	12	30
	Raison de l'exclusion : Les échantillons ont été prélevés dans des fossés ou des tuyaux de drainage directement dans le périmètre des champs de maïs (entre 0 et 100 mètres). Ces échantillons seraient considérés comme de l'eau de ruissellement agricole et ne sont pas représentatifs de l'habitat aquatique. Les concentrations maximales de clothianidine mesurées dans ces échantillons en bordure de champs sont très prudentes (16,2 µg/L dans les fossés et 3,6 µg/L dans les sorties de tuyaux de drainage). Les résultats de cette étude seront pris en considération de façon générale dans l'évaluation de l'utilisation de la clothianidine sur le maïs, mais ne seront pas utilisés d'un point de vue quantitatif.					
Main *et al*., 2014 (nos de l'ARLA 2526133, 2612760)	Saskatchewan	Milieux humides	0,0011 – 0,0026 (LQ)	2012-2013	138	442
	Raison de l'exclusion : Des milieux humides ont été échantillonnés une fois au printemps, à l'été et à l'automne 2012 et au printemps 2013. L'étude a porté sur une gamme de milieux humides allant d'étangs temporaires et à des étangs permanents. Les cultures des champs où les milieux humides ont été échantillonnés étaient indiquées; toutefois, on ne précisait pas l'emplacement des					

Programme (nº de l'ARLA)	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration, sauf indication contraire (µg/L)	Année	Nombre de sites	Nombre total d'échantillons
	sites. Les données contenaient certaines des concentrations détectées les plus élevées, mais les sites n'étaient pas tous pertinents pour les évaluations des risques en milieu aquatique. Sans information sur l'emplacement des sites, il est impossible d'évaluer la pertinence des détections pour une évaluation des risques en milieu aquatique. D'autres ensembles de données sur les milieux humides contenant des données d'échantillonnage recueillies tout au long d'une saison et d'importantes quantités d'informations supplémentaires (concernant par exemple l'emplacement du site, les caractéristiques des milieux humides, les précipitations et les cultures) étaient disponibles et plus utiles aux fins de l'évaluation.					
Main *et al*., 2015 (nos de l'ARLA 2608629, 2612762)	Saskatchewan	Milieux humides	0,0011 (LQ)	2012	134	134
				2013	144	144
	Raison de l'exclusion : Au total, 134 milieux humides ont été échantillonnés pendant l'été 2012 (mêmes données que les nos de l'ARLA 2526133 et 2612760) et 144 milieux humides pendant l'été 2013. Aucune description des sites, catégorie de milieu humide ou information supplémentaire n'a été fournie, autre que de l'information sur la culture de l'année précédente et celle de l'année en cours. Sans information sur l'emplacement des sites, il est impossible d'évaluer la pertinence des détections pour une évaluation des risques en milieu aquatique. Un seul échantillon a été recueilli dans chacun des milieux humides, exception faite de 11 milieux humides pour lesquels les données brutes montrent que 3 échantillons ont été prélevés sur une période de 28 jours (entre le 22 juin et le 20 juillet 2013). Les résultats se situaient dans les mêmes plages que celles des ensembles de données récents sur les milieux humides qui contiennent des données d'échantillonnage recueillies tout au long d'une saison et d'importantes quantités d'informations supplémentaires, notamment sur l'emplacement du site, les caractéristiques des milieux humides, les précipitations et les cultures.					
Main *et al*., 2016 (nos de l'ARLA 2572395, 2612761)	Saskatchewan	Milieux humides	0,0008	2014	16	16
	Raison de l'exclusion : On ne précisait pas l'emplacement des sites ailleurs que sur une carte des champs environnants dans l'article publié. L'article mentionne que tous les milieux humides couvraient moins d'un hectare, avaient une profondeur initiale de 20 cm à plus de 1 m et avaient été choisis en fonction de la période uniforme d'accessibilité après le dégel. Parmi les 16 milieux humides, 6 (38 %) étaient des milieux temporaires et s'avèrent peu pertinents aux fins d'une évaluation des risques pour les invertébrés aquatiques; ces milieux humides n'étaient toutefois pas identifiés dans les données. Les résultats se situaient dans les mêmes plages que celles des ensembles de données récents sur les milieux humides qui contiennent des données d'échantillonnage recueillies tout au long d'une saison et d'importantes quantités d'informations supplémentaires, notamment sur l'emplacement du site, les caractéristiques des milieux humides, les précipitations et les cultures.					
Morrissey, 2016 (non publié; nº de l'ARLA 2712896)	Saskatchewan	Milieux humides	0,0016	2014	49	49
	Raison de l'exclusion : Parmi les 115 sites, 49 ont été exclus de l'analyse puisqu'ils étaient principalement des zones de faible élévation ou de bord de route où l'eau s'accumule généralement de façon temporaire pendant les périodes humides, mais non pas des milieux humides, des fossés ou des cours d'eau distincts. Ces sites n'ont été échantillonnés qu'une seule fois. Les 46 autres sites étaient considérés comme des milieux humides typiques des Prairies et ont été inclus dans l'évaluation. REMARQUE : Même si toutes les					

Programme (nº de l'ARLA)	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration, sauf indication contraire (µg/L)	Année	Nombre de sites	Nombre total d'échantillons
	données figuraient dans le document PSRD2018-01, le sous-ensemble des 46 sites considérés comme pertinents était présenté séparément dans ce document.					

LQ = limite de quantification

Tableau A.7-2 Résumé des programmes de surveillance des eaux pris en compte dans la décision finale d'examen spécial concernant la clothianidine. Les nouvelles données de surveillance qui n'étaient pas prises en compte dans le projet de décision d'examen spécial apparaissent en caractères gras.

Programme	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration (µg/L)	Année	Saison d'échantillonnage (initiale – finale)	Nombre de sites	Nombre total d'échantillons[a]	Nombre d'échantillons par site (minimum – maximum)	Intervalle d'échantillonnage (minimum – maximum, en jours)
ECCC (nos de l'ARLA 2745820, 2834289)	Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse et Île-du-Prince-Édouard	Rivières et ruisseaux	0,00176	2015	21 mai – 12 septembre	3	19	6 – 7	142
				2016	17 août – 14 septembre	6	8	1 – 3	1 – 15
Ministère des Communautés, des Terres et de l'Environnement (nos de l'ARLA 2745506, 2468268, 2845169, 3169038)	Île-du-Prince-Édouard	Cours d'eau	0,01	2010	14 juillet – 12 août	3	12	4	8 – 21
				2011	20 juillet – 14 septembre	3	12	4	15 – 21
				2012	19 juillet – 19 septembre	3	12	4	20 – 21
				2013	22 juillet – 18 septembre	3	12	4	15 – 26
				2014	29 juillet – 9 septembre	3	12	4	3 – 20
				2015	21 juillet – 16 septembre	3	12	4	5 – 29
				2017	15 juin – 5 octobre	9	45	5	7 – 41
			0,0054 – 0,01	**2018**	**29 mai – 1er octobre**	**9**	**54**	**6**	**19 – 29**
Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (nos de	Québec	Rivières et cours d'eau	0,001 – 0,005	2010	9 mai – 23 août	4	113	27 – 30	2 – 9
				2011	5 mai – 31 août	2	58	27 – 31	1 – 9
				2012	20 mai – 30 août	16	295	10 – 30	1 – 14
				2013	16 mai – 28 août	15	269	10 – 30	2 – 15

Programme	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration (µg/L)	Année	Saison d'échantillonnage (initiale – finale)	Nombre de sites	Nombre total d'échantillons[a]	Nombre d'échantillons par site (minimum – maximum)	Intervalle d'échantillonnage (minimum – maximum, en jours)
l'ARLA 2523837, 2544468, 2561884, 2709791, 2709792, 2709793, 2821394, 2821395, 2895037, 2929764, 2965069)				2014	15 mai – 27 août	16	276	9 – 30	1 – 12
				2015	14 mai – 26 août	16	271	1 – 30	1 – 8
				2016	15 mai – 28 août	10	220	9 – 30	1 – 14
				2017	23 mai – 31 août	17	288	9 – 30	1 – 12
				2018	**16 mai – 30 août**	**17**	**323**	**5 – 30**	**1 – 22**
Montiel-León *et al.*, 2019 (n° de l'ARLA 2991134)	Québec	Fleuve Saint-Laurent et ses affluents	0,001	**2017**	**9 juillet – 16 juillet**	**68**	**68**	**1**	**S.O.**
ECCC (n^{os} de l'ARLA 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	Ontario	Cours d'eau	0,0007 – 0,00176	2012	16 avril – 22 novembre	12	158	5 – 17	1 – 63
				2013	9 avril – 4 décembre	18	161	1 – 14	8 – 69
				2014	14 avril – 3 décembre	9	111	7 – 14	10 – 56
				2015	16 février – 22 octobre	11	135	6 – 14	7 – 70
				2016	11 avril – 20 juillet	11	62	4 – 6	13 – 35
Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario (n° de l'ARLA 2712893, 3032989) (Programme de surveillance des cours d'eau)	Ontario	Cours d'eau	0,005	2015	10 avril – 11 novembre	5	95 [b]	17 – 23	1 – 35
				2016	**25 avril – 22 octobre**	**5**	**86 [b]**	**15 – 19 [b]**	**1 – 30[c]**
Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario en collaboration avec le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario (n^{os} de l'ARLA 3070884, 3157906) (Réseau des	Ontario	Cours d'eau	0,002	**2015**	**27 avril – 24 novembre**	**17**	**85**	**2 – 7**	**7 – 142**
				2016	**10 février – 5 décembre**	**17**	**119**	**6 – 9**	**4 – 83**
				2017	**27 mars – 28 novembre**	**18**	**121**	**3 – 10**	**4 – 155**
				2018	**23 janvier – 10 décembre**	**19**	**137**	**1 – 8**	**6 – 140**

Programme	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration (µg/L)	Année	Saison d'échantillonnage (initiale – finale)	Nombre de sites	Nombre total d'échantillons[a]	Nombre d'échantillons par site (minimum – maximum)	Intervalle d'échantillonnage (minimum – maximum, en jours)
pesticides)									
Bayer CropScience Canada (nos de l'ARLA 2818733, 2936038, 3050884)	Ontario	Ruisseaux et fossés de drainage dans la région de Leamington	0,002 – 0,01	2017	4 mai – 19 octobre	15	164[d]	8 – 13	12 – 57
				2018	**11 mai – 18 octobre**	**15**	**281**	**8 – 22**	**5 – 48**
				2019	**2 mai – 13 septembre**	**15**	**296**	**19 – 20**	**5 – 15**
Syngenta Canada (no de l'ARLA 3070837)	Ontario	Rivières et ruisseaux	0,002	**2019**	**16 avril – 9 octobre**	**10[e]**	**209[e]**	**28 – 30**	**2 – 9**
Metcalfe *et al*., 2018 (no de l'ARLA 2945668)	Ontario	Rivières et cours d'eau	Échantillonnage instantané : 0,001 – 0,006	**2016**	**23 mai – 22 juin**	**Échantillonnage instantané : 6**	**Échantillonnage instantané : 18**	**Échantillonnage instantané : 3**	**14**
			POCIS : 0,0001 – 0,0021			**POCIS : 18**	**POCIS : 36**	**POCIS : 2**	
ECCC (no de l'ARLA 2785041)	Ontario, Québec (un site)	Fossés de drainage dans la région d'Ottawa (un site au Québec)	0,00025	**2014**	**6 juin – 15 juillet**	**31**	**58**	**1 – 2**	**27 – 32**
		Cours d'eau et étang	0,00025	2015	10 juin – 10 juillet	16	31	1 – 2	28
			0,0001	2016	15 juin – 15 juillet	16	32	2	28
ECCC (no de l'ARLA 2745819)	Manitoba, Saskatchewan et Alberta	Rivières	0,00176	2014	5 mai – 17 septembre	4	19	1 – 7	8 – 42
				2015	8 avril – 8 décembre	4	25	5-8	14 – 63
				2016	10 mai – 22 juin	2	3	1 – 2	42
Canards Illimités Canada (nos de l'ARLA 2847073, 2847083, 3167980)	Manitoba, Saskatchewan et Alberta	Milieux humides	0,01	2017-**2018**	20 – 29 juin 2017 21 – 28 septembre 2017 **5 – 15 mai 2018**	**60**	**133**	**1 – 3**	**90 – 322**
Ministère de l'Agriculture (nos de l'ARLA 2849359, 2849370, 3167930)	Manitoba	Rivières, ruisseaux et lacs	0,0054	2017	5 juin – 18 octobre	33	94	2 – 3	15 – 103
				2018	**4 avril – 30 octobre**	**33**	**129**	**3 – 4**	**20 – 98**
Challis *et al*., 2018 (no de l'ARLA 2879350)	Manitoba	Rivières	Non déclarée	**2014-2015**	**28 mai – 21 octobre 2014 29 avril –**	**6**	**127[f]**	**19 – 22**	**7 – 59**

Programme	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration (µg/L)	Année	Saison d'échantillonnage (initiale – finale)	Nombre de sites	Nombre total d'échantillons[a]	Nombre d'échantillons par site (minimum – maximum)	Intervalle d'échantillonnage (minimum – maximum, en jours)
					7 octobre 2015				
Ministère de l'Agriculture et Water Security Agency (nos de l'ARLA 2849265, 2849266, 3167960, 3169037)	Saskatchewan	Cours d'eau	0,0054	2017	23 mars – 26 septembre	15	136	7 – 12	4 – 62
				2018	**16 avril – 30 août**	**17**	**133**	**5 – 11**	**4 – 32**
				2019	**25 mars – 30 juillet**	**16**	**119**	**1 – 10**	**4 – 81**
Bayer CropScience Canada (nos de l'ARLA 2818735, 2921988, 2921990, 2935288, 3050880, 3050882)	Saskatchewan	Milieux humides de champs ensemencés avec des semences traitées à l'imidaclopride	0,002 – 0,0075	2017-**2018**	4 mai – 21 septembre 2017 **26 avril – 3 mai 2018 (après la fonte, avant les semis)**	**6**	**49**	**7-12**	**10 – 258**
			0,002	**2018**	**1er mai – 13 septembre**	**6**	**98**	**7 – 20**	**3 – 15**
			0,002	**2019**	**23 avril – 28 août**	**6**	**106**	**9 – 20**	**2 – 28**
		Milieux humides de champs ensemencés avec des semences traitées à la clothianidine	0,002	**2018**	**3 mai – 13 septembre**	**25**	**418**	**11 – 19**	**3 – 28**
			0,002	**2019**	**6 mai – 28 août**	**23**	**382**	**12 – 18**	**3 – 10**
Syngenta Canada (nos de l'ARLA 2947434, 3070838)	Saskatchewan	Milieux humides de champs ensemencés avec des semences traitées au thiaméthoxame	0,002	**2018**	**14 mai – 2 octobre**	**56**	**790**	**5 – 17**	**4 – 44**
	Manitoba, Saskatchewan et Alberta	Milieux humides de champs ensemencés avec des semences traitées au thiaméthoxame	0,002	**2019**	**30 avril – 6 octobre**	**58**	**834**	**2 – 19**	**3 – 67**

Programme	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration (µg/L)	Année	Saison d'échantillonnage (initiale – finale)	Nombre de sites	Nombre total d'échantillons[a]	Nombre d'échantillons par site (minimum – maximum)	Intervalle d'échantillonnage (minimum – maximum, en jours)
Morrissey, 2016 (non publié; n° de l'ARLA 2712896)	Saskatchewan	Milieux humides et cours d'eau	0,0012 – 0,0016	2014	24 juin – 5 juillet	46 [g]	46 [g]	1	S.O.
Canadian Canola Growers Association (n° de l'ARLA 3169611)	Saskatchewan et Alberta	Milieux humides	0,0054	**2019**	**13 mai – 12 juillet**	**17**	**135**	**4 – 9**	**3 – 22**
Ministère de l'Agriculture et des Forêts (nos de l'ARLA 2842307, 2842433, 3167974)	Alberta	Rivières	0,0054	2017	1er juin – 21 septembre	28	110	3 – 4	12 – 59
				2018	**12 mars – 19 septembre**	**23**	**148**	**5 – 7**	**12 – 57**
		Cours d'eau	0,0054	2017	16 mai – 21 juillet	29	66	1 – 3	1 – 13
				2018	**27 mars – 28 septembre**	**26**	**183**	**20 – 61**	**1 – 63**
		Milieux humides	0,0054	**2018**	**24 avril – 27 septembre**	**18**	**49**	**1 – 9**	**6 – 83**
		Réservoirs	0,0054	**2018**	**14 juin – 30 août**	**8**	**15**	**1 – 2**	**70 – 75**
		Canaux d'irrigation[h]	0,0054	2017	29 mai – 28 août	50	194	3 – 4	25 – 35
				2018	**4 avril – 24 septembre**	**21**	**119**	**5 – 7**	**13 – 62**
		Tuyaux de drainage[h]	0,0054	2017	25 mai – 24 août	3	8	2 – 4	11 – 56
				2018	**24 avril – 10 septembre**	**6**	**37**	**4 – 7**	**13 – 57**
ECCC (nos de l'ARLA 2707947, 2889992)	Colombie-Britannique	Rivières, ruisseaux et bourbiers	0,00176	2014	14 mai – 15 septembre	5	35	7	19 – 22
				2015	5 mai – 29 décembre	7	54	2 – 9	13 – 65
				2016	29 juin – 26 septembre	6	30	5	17 – 26
Ministère de l'Agriculture (nos de l'ARLA 2842180, 3168173)	Colombie-Britannique	Rivières et cours d'eau	0,005	2017	7 juin – 12 septembre	15[i]	120	8	12 – 16
				2018	**8 mai – 26 septembre**	**15[i]**	**120**	**710**	**13 – 28**

S.O. = sans objet; POCIS = échantillonneurs intégrateurs de produits chimiques organiques polaires.

[a] Les échantillons répétés ne sont pas inclus dans le nombre d'échantillons. La moyenne des résultats d'échantillons répétés a été utilisée dans les calculs.

[b] Plusieurs échantillons ont été recueillis lors d'événements pluvieux. Un seul échantillon a été retenu par événement pluvieux.

[c] Les intervalles d'échantillonnage étaient de moins d'une journée lors des événements pluvieux. Ces courts intervalles ne sont pas inclus dans le résumé des intervalles d'échantillonnage.

[d] Exclut les cinq échantillons prélevés au mauvais emplacement en aval du drain Lebo 2 entre juillet et octobre 2017.
[e] Inclut les échantillons supplémentaires prélevés à deux occasions dans trois sites du ruisseau Nottawasaga.
[f] Les résultats correspondent à la moyenne des déploiements en triple de POCIS.
[g] Seuls les résultats d'un sous-ensemble des sites de cet ensemble de données (45 milieux humides et 1 cours d'eau sur 115 sites) étaient considérés comme pertinents aux fins d'une évaluation des risques en milieu aquatique et sont inclus dans le présent examen.
[h] Il est possible que les canaux d'irrigation et les tuyaux de drainage ne soient pas représentatifs de l'habitat aquatique.
[i] Exclut un site où aucun pesticide n'est utilisé dans le bassin hydrographique (aucun contrôle des pesticides).

Tableau A.7-3 Résumé du nombre d'échantillons prélevés, des sites d'échantillonnage et des années-sites correspondant aux données de surveillance prises en compte dans la décision d'examen spécial visant la clothianidine

	Échantillons	Sites	Années-sites[a]
Données précédemment prises en compte dans le document PSRD2018-01			
Provinces des Prairies	785	270	274
Rivières, ruisseaux, lacs et réservoirs	455	112	116
Milieux humides	128	105	105
Canaux d'irrigation	194	50	50
Tuyaux de drainage	8	3	3
Autres régions du Canada	2 873	136	254
Cours d'eau, rivières, ruisseaux, bourbiers et lacs	2 873	136	254
Fossés de drainage	0	0	0
Nouvelles données non prises en compte précédemment			
Provinces des Prairies	3 932	383	371
Rivières, ruisseaux, lacs et réservoirs	854	113	129
Milieux humides	2 922	243	215
Canaux d'irrigation	119	21	21
Tuyaux de drainage	37	6	6
Autres régions du Canada	2 260	199	298
Cours d'eau, rivières, ruisseaux, bourbiers et lacs	1 910	156	248
Fossés de drainage	350	43	50
Total pour les provinces des Prairies	**4 717**	**488**	**645**
Total pour les autres régions du Canada	**5 133**	**288**	**552**
Total général	**9 850**	**776**	**1 197**

[a] Un site surveillé au cours d'une année donnée équivaut à une année-site de surveillance.

Tableau A.7-4 Nombre et pourcentage de sites d'échantillonnage au Canada, selon le nombre d'années (1 à 8) de données de surveillance disponibles par site

	Nombre de sites d'échantillonnage (pourcentage des sites), selon le nombre d'années de données de surveillance disponibles par site							
	1 an	**2 ans**	**3 ans**	**4 ans**	**5 ans**	**6 ans**	**7 ans**	**8 ans**
Région des Prairies (n = 488)	347 (71 %)	125 (26 %)	16 (3 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Autres régions (n = 288)	185 (64 %)	45 (16 %)	14 (5 %)	29 (10 %)	5 (2 %)	2 (< 1 %)	6 (2 %)	2 (< 1 %)
Total (n = 776)	**532 (69 %)**	**170 (22 %)**	**30 (4 %)**	**29 (4 %)**	**5 (< 1 %)**	**2 (< 1 %)**	**6 (< 1 %)**	**2 (< 1 %)**

Tableau A.7-5 Résumé des concentrations de clothianidine mesurées dans les plans d'eau du Canada entre 2010 et 2019, et nombre et pourcentage des sites où les détections excèdent les paramètres d'effets aigus et chroniques. Une valeur équivalant à la moitié de la limite de détection analytique est attribuée aux cas de non-détection.

Programme	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration (µg/L)	Année	Nombre de sites	Nombre (%) de sites avec détections	Concentration maximale[a] (µg/L)	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets chroniques en laboratoire[b]	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets chroniques en mésocosme[c]	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets aigus[d]
ECCC (nos de l'ARLA 2745820, 2834289)	Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse et Île-du-Prince-Édouard	Rivières et ruisseaux	0,00176	2015	3	3 (100 %)	0,0386	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2016	6	5 (83 %)	0,0574	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ministère des Communautés, des Terres et de l'Environnement (nos de l'ARLA 2745506, 2468268, 2845169, 3169038)	Île-du-Prince-Édouard	Cours d'eau	0,01	2010	3	0 (0 %)	0,005	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2011	3	0 (0 %)	0,005	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2012	3	2 (67 %)	0,03	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2013	3	0 (0 %)	0,005	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2014	3	2 (67 %)	0,02	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2015	3	3 (100 %)	0,24	1 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2017	9	7 (78 %)	1,3	2 (22 %)	1 (11 %)	0 (0 %)
			0,0054 – 0,01	2018	9	7 (78 %)	0,64	1 (11 %)	1 (11 %)	0 (0 %)
Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (nos de l'ARLA 2523837, 2544468, 2561884, 2709791, 2709792, 2709793, 2821394, 2821395, 2895037, 2929764, 2965069)	Québec	Rivières et cours d'eau	0,001 – 0,005	2010	4	3 (75 %)	0,15	3 (75 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2011	2	0 (0 %)	0,047	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2012	16	8 (50 %)	0,37	8 (50 %)	1 (6 %)	0 (0 %)
				2013	15	7 (47 %)	11	7 (47 %)	2 (13 %)	1 (7 %)
				2014	16	6 (38 %)	6,9	6 (38 %)	2 (13 %)	1 (6 %)
				2015	16	3 (19 %)	0,52	3 (19 %)	1 (6 %)	0 (0 %)
				2016	10	5 (50 %)	0,34	5 (50 %)	2 (20 %)	0 (0 %)
				2017	17	4 (24 %)	0,68	4 (24 %)	3 (18 %)	0 (0 %)
				2018	17	3 (18 %)	0,37	3 (18 %)	2 (12 %)	0 (0 %)
Montiel-León *et al*., 2019 (no de l'ARLA 2991134)	Québec	Fleuve Saint-Laurent et ses affluents	0,001	2017	68	31e (46 %)	0,07	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
ECCC (nos de l'ARLA 2523839, 2532563, 2681876, 2703534,	Ontario	Cours d'eau	0,0007 – 0,00176	2012	12	11 (92 %)	0,119	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2013	15[6]	14 (93 %)	0,182	5 (33 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2014	9	8 (89 %)	0,399	1 (11 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Programme	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration (µg/L)	Année	Nombre de sites	Nombre (%) de sites avec détections	Concentration maximale[a] (µg/L)	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets chroniques en laboratoire[b]	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets chroniques en mésocosme[c]	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets aigus[d]
2834287)				2015	11	10 (91 %)	0,378	6 (55 %)	1 (9 %)	0 (0 %)
				2016	11	10 (91 %)	0,389	2 (18 %)	1 (9 %)	0 (0 %)
Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario (nº de l'ARLA 2712893, 3032989) (Programme de surveillance des cours d'eau)	Ontario	Cours d'eau	0,005	2015	5	5 (100 %)	0,52	5 (100 %)	3 (60 %)	0 (0 %)
				2016	5	5 (100 %)	1,1	5 (100 %)	2 (40 %)	0 (0 %)
Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario en collaboration avec le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario (nºs de l'ARLA 3070884, 3157906) (Réseau des pesticides)	Ontario	Cours d'eau	0,002	2015	17	17 (100 %)	0,46	10 (59 %)	6 (35 %)	0 (0 %)
				2016	17	17 (100 %)	0,11	6 (35 %)	1 (6 %)	0 (0 %)
				2017	18	17 (94 %)	0,075	5 (28 %)	1 (6 %)	0 (0 %)
				2018	19	18 (95 %)	0,064	4 (21 %)	1 (5 %)	0 (0 %)
Bayer CropScience Canada (nºs de l'ARLA 2818733, 2936038, 3050884)	Ontario	Ruisseaux et fossés de drainage dans la région de Leamington	0,002 – 0,01	2017	15	15 (100 %)	0,502	9 (60 %)	2 (13 %)	0 (0 %)
				2018	15	15 (100 %)	0,375	5 (33 %)	1 (7 %)	0 (0 %)
				2019	15	15 (100 %)	0,142	2 (13 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Syngenta Canada (nº de l'ARLA 3070837)	Ontario	Rivières et ruisseaux	0,002	2019	10[f]	10 (100 %)	0,515	5 (50 %)	1 (10 %)	0 (0 %)
Metcalfe *et al*., 2018 (nº de l'ARLA 2945668)	Ontario	Rivières et cours d'eau	Échantillonnage instantané :	2016	Échantillonnage instantané :	Échantillonnage instantané :	Échantillonnage instantané : 0,774	Échantillonnage instantané : 2	Échantillonnage instantané : 1 (17 %)	Échantillonnage instantané : 0

Programme	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration (µg/L)	Année	Nombre de sites	Nombre (%) de sites avec détections	Concentration maximale[a] (µg/L)	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets chroniques en laboratoire[b]	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets chroniques en mésocosme[c]	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets aigus[d]
			0,001 – 0,006 POCIS : 0,0001 – 0,0021		6 POCIS : 18	6 (100 %) POCIS : 18 (100 %)	POCIS : 0,6957	(33 %) POCIS : 1 (6 %)	POCIS : 1 (6 %)	(0 %) POCIS : N.C.[h]
ECCC (nº de l'ARLA 2785041)	Ontario	Fossés de drainage dans la région d'Ottawa	0,00025	2014	31	27 (87 %)	0,42	1 (3 %)	1 (3 %)	0 (0 %)
		Cours d'eau et étangs	0,00025	2015	16	13 (81 %)	0,16	1 (6 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
			0,0001	2016	16	14 (88 %)	0,032	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
ECCC (nº de l'ARLA 2745819)	Manitoba, Saskatchewan et Alberta	Rivières	0,00176	2014	4	3 (75 %)	0,045 5	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2015	4	3 (75 %)	0,017 1	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2016	2	1 (50 %)	0,009 6	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Canards Illimites Canada (nos de l'ARLA 2847073, 2847083, 3167980)	Manitoba, Saskatchewan et Alberta	Milieux humides	0,01	2017-2018	60	17 (28 %)	0,514 1	1 (2 %)	1 (2 %)	0 (0 %)
Ministère de l'Agriculture (nos de l'ARLA 2849359, 2849370, 3167930)	Manitoba	Rivières, ruisseaux et lacs	0,0054	2017	33	14 (42 %)	0,055 4	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2018	33	20 (60 %)	0,062 5	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Challis *et al*., 2018 (nº de l'ARLA 2879350)	Manitoba	Rivières	Non déclarée	2014-2015	6	6 (100 %)	0,031 7 [g] (7 j)	0 (0 %)	0 (0 %)	N.C.[h]
Ministère de l'Agriculture et Water Security Agency (nos de l'ARLA 2849265, 2849266, 3167960, 3169037)	Saskatchewan	Cours d'eau	0,0054	2017	15	6 (40 %)	0,059 2	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2018	17	13 (76 %)	0,110 5	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2019	16	12 (75 %)	0,035 2	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Bayer CropScience Canada (nos de l'ARLA 2818735, 2921988, 2921990, 2935288,	Saskatchewan	Milieux humides de champs ensemencés	0,002 – 0,0075	2017-2018	6	6 (100 %)	0,023 2	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
			0,002	2018	6	6 (100 %)	0,365	3 (50 %)	1 (17 %)	0 (0 %)
			0,002	2019	6	6 (100 %)	0,054 2	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Programme	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration (µg/L)	Année	Nombre de sites	Nombre (%) de sites avec détections	Concentration maximale[a] (µg/L)	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets chroniques en laboratoire[b]	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets chroniques en mésocosme[c]	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets aigus[d]
3050880, 3050882)		avec des semences traitées à l'imidaclopride								
		Milieux humides de champs ensemencés avec des semences traitées à la clothianidine	0,002	2018	25	25 (100 %)	0,268	1 (4 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
			0,002	2019	23	21 (91 %)	0,1593	2 (9 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Syngenta Canada (nos de l'ARLA 2947434, 3070838)	Saskatchewan	Milieux humides de champs ensemencés avec des semences traitées au thiaméthoxame	0,002	2018	56	53 (95 %)	0,1085	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
	Manitoba, Saskatchewan et Alberta	Milieux humides de champs ensemencés avec des semences traitées au thiaméthoxame	0,002	2019	58	52 (90 %)	0,27	1 (2 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Morrissey, 2016 (non publié; no de l'ARLA 2712896)	Saskatchewan	Milieux humides et cours d'eau	0,0012 – 0,0016	2014	46[i]	13 (28 %)	0,389	2 (15 %)	1 (8 %)	0 (0 %)
Canadian Canola Growers Association (no de l'ARLA 3169611)	Saskatchewan et Alberta	Milieux humides	0,0054	2019	17	8 (47 %)	0,0223	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Programme	Province	Type de plan d'eau	Limite de détection ou de déclaration (µg/L)	Année	Nombre de sites	Nombre (%) de sites avec détections	Concentration maximale[a] (µg/L)	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets chroniques en laboratoire[b]	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets chroniques en mésocosme[c]	Nombre (%) de sites avec détections excédant le paramètre d'effets aigus[d]
Ministère de l'Agriculture et des Forêts (nos de l'ARLA 2842307, 2842433, 3167974)	Alberta	Rivières	0,0054	2017	28	2 (7 %)	0,0285	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2018	23	3 (13 %)	0,0088	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		Cours d'eau	0,0054	2017	29	3 (10 %)	0,0204	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2018	26	14 (54 %)	0,0365	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		Milieux humides	0,0054	2018	18	3 (17 %)	0,014	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		Réservoirs	0,0054	2018	8	0 (0 %)	0,0027	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		Canaux d'irrigation[j]	0,0054	2017	50	0 (0 %)	0,0027	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2018	21	0 (0 %)	0,0027	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		Tuyaux de drainage[j]	0,0054	2017	3	0 (0 %)	0,0027	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2018	6	0 (0 %)	0,0027	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
ECCC (nos de l'ARLA 2707947, 2889992)	Colombie-Britannique	Rivières, ruisseaux et bourbiers	0,00176	2014	5	0 (0 %)	0,0009	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2015	7	1 (14 %)	0,011	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2016	6	1 (17 %)	0,0021	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
Ministère de l'Agriculture (nos de l'ARLA 2842180, 3168173)	Colombie-Britannique	Rivières et cours d'eau	0,005	2017	15[k]	3 (20 %)	0,163	1 (7 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
				2018	15[k]	3 (20 %)	0,0848	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

N.C. = Non calculé.

[a] Une valeur équivalant à la moitié de la limite de détection est attribuée aux cas de non-détection.

[b] Paramètre d'effets chroniques en laboratoire = 0,12 µg/L (moyenne géométrique des valeurs CE_{10}/CE_{20} selon l'émergence de *Chironomus dilutus* dans 3 études en laboratoire de 28 à 56 jours; voir la section 1.3.1 Paramètres révisés des effets de la clothianidine).

[c] Paramètre d'effets chroniques en mésocosme = 0,281 µg/L (CSEO moyenne pondérée dans le temps sur 14 jours selon la réduction des populations d'espèces individuelles et de la richesse des communautés ou des taxons observée à 0,573 µg/L dans une étude en mésocosme sur 56 jours; voir la section 1.3.1 Paramètres révisés des effets de la clothianidine).

[d] Paramètre d'effets aigus = 1,3 µg/L (CD_5 d'une DSE pour la toxicité aiguë chez les invertébrés aquatiques; voir la section 1.3.1 Paramètres révisés des effets de la clothianidine).

[e] Nombre de détections calculé par l'examinateur en fonction de la taille de l'échantillon et de la fréquence de détection fournis.

[f] Inclut les échantillons supplémentaires prélevés à deux occasions dans trois sites du ruisseau Nottawasaga.

[g] Les concentrations relevées dans cette étude sont des moyennes pondérées dans le temps sur des périodes allant de 7 à 59 jours.

[h] Aucune comparaison avec le paramètre d'effets aigus n'a été effectuée et les QR pour l'exposition aiguë n'ont pas été calculés, car l'échantillonnage a été effectué à l'aide de POCIS, et les concentrations mesurées représentent les expositions moyennes pondérées dans le temps pour les périodes de déploiement de 14 jours de l'étude de Metcalfe *et al.*, 2018 (no de l'ARLA 2945668) ou de 7 à 59 jours pour l'étude de Challis *et al.*, 2018 (no de l'ARLA 2879350).

[i] Seuls les résultats d'un sous-ensemble des sites de cet ensemble de données (45 milieux humides et 1 cours d'eau sur 115 sites) étaient considérés comme pertinents aux fins d'une évaluation des risques en milieu aquatique et sont inclus dans le présent examen.

[j] Il est possible que les canaux d'irrigation et les tuyaux de drainage ne soient pas représentatifs de l'habitat aquatique.

[k] Exclut les résultats d'un site où aucun pesticide n'est utilisé dans le bassin hydrographique (aucun contrôle des pesticides).

Tableau A.7-6 Dissipation de la clothianidine dans les milieux humides des Prairies situés à l'intérieur ou en bordure de champs ensemencés avec des semences traitées aux néonicotinoïdes

Site	Année	TD_{50} (jours)	Demi-vie représentative (jours)	Cinétique[a]	Ensemble de données (nº de l'ARLA)
CENT0001-C0401	2018	12	29,1	EVOI	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2921990)
CENT0001-C0402	2018	4	7,3	EVOI	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2921990)
CENT0001-C0406	2018	11,5	11,5	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2921990)
CENT0002-05	2019	11,8	11,8	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 3050880)
CENT0002-06	2019	13,6	13,6	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 3050880)
CETI0001-C0502	2018	14,1	14,1	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0503	2018	2,5	10,3	EVOI	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0504	2018	21,3	21,3	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0508	2018	11,6	11,6	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0510	2018	1,9	10,8	EVOI	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0511	2018	12,8	12,8	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0512	2018	9,2	9,2	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0513	2018	13,3	13,3	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0514	2018	8	8	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0516	2018	8,9	8,9	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0517	2018	13,7	13,7	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0518	2018	9,8	16,8	CPODP	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0519	2018	17	17	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0520	2018	14,4	14,4	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0522	2018	11,5	11,5	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0524	2018	6,9	6,9	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0001-C0525	2018	6,4	6,4	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 2935288)
CETI0004-02	2019	15	15	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 3050882)
CETI0004-06	2019	14,1	14,1	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 3050882)
CETI0004-20	2019	9,1	9,1	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 3050882)
CETI0004-21	2019	7,6	7,6	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 3050882)
CETI0004-22	2019	11,3	11,3	CSPO	Bayer CropScience (nº de l'ARLA 3050882)
CH1	2018	7,9	7,9	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)
CS1	2018	16,1	16,1	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)
CS3	2018	14,4	14,4	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)
DD1	2018	14,4	14,4	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)
DK4	2018	12,1	12,1	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)

Site	Année	TD_{50} (jours)	Demi-vie représentative (jours)	Cinétique[a]	Ensemble de données (nº de l'ARLA)
DW1	2018	10,1	10,1	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)
DW3	2018	12	12	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)
DW4	2018	13,4	13,4	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)
RL4	2018	10,7	10,7	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)
RL5	2018	8,1	8,1	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)
RL6	2018	16	16	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)
RL7	2018	12,1	12,1	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)
SB4	2018	10,9	10,9	CSPO	Syngenta Canada (nº de l'ARLA 2947434)
Total	***N***	***40***			
	Moyenne	***11,3***			

[a] Le TD_{50} provient de la courbe d'ajustement qui convient le mieux aux données; il peut s'agir d'une fonction exponentielle de premier ordre simple (CSPO), d'une cinétique de premier ordre double en parallèle (CPODP) ou d'une équation de vitesse d'ordre indéterminé (EVOI). La demi-vie représentative peut être utilisée pour la modélisation si elle diffère du TD_{50} quand la décroissance n'est pas exponentielle (c'est-à-dire lorsque la décroissance suit une CPODP ou une EVOI), auquel cas elle représente une approximation prudente de la diminution de premier ordre.

Tableau A.7-7 Résumé des 50 années-sites de 31 sites (24 bassins hydrographiques) où les concentrations moyennes mobiles maximales de clothianidine sur 28 jours excèdent le paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L dans la région de l'Atlantique, au Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique

Plan d'eau	Taille du bassin en km^2 (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L[b]	Remarques
Rivière Huntley, Île-du-Prince-Édouard (nos de l'ARLA 2745506, 2468268, 2845169, 3169038)	18,4 (85 %)	Pomme de terre (40 %), pâturages (20 %), céréales (15 %)	3 sur 4 2015, 2017, 2018	2015 : 0,127 2017 : 0,275 2018 : 0,433	2015 : 28 j (3) 2017 : 35 j (2) 2018 : 28 j (2)	2015 : 1,1 2017 : 2,3 2018 : 3,6	En 2015, la moyenne est influencée par un échantillon supérieur au paramètre d'effets chroniques en laboratoire. Tous les échantillons prélevés en 2017 et 2018 présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques en laboratoire.

Plan d'eau	Taille du bassin en km² (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L[b]	Remarques
Rivière Wilmot, Île-du-Prince-Édouard (nos de l'ARLA 2745506, 2468268, 2845169, 3169038)	46 (85 %)	Pomme de terre (40 %), pâturages (20 %), céréales (15 %)	1 sur 5 2017	0,68	41 j (2)	5,7	La moyenne maximale est influencée par un dépassement unique du paramètre d'effets chroniques. La moyenne englobe une période de 41 jours et se fonde sur deux valeurs; il existe des incertitudes quant à ce que serait la moyenne sur 28 jours et avec des valeurs supplémentaires. Un seul échantillon en 2017 et deux échantillons en 2018 sur un total de 28 échantillons recueillis sur une période de 5 ans étaient équivalents ou supérieurs au paramètre d'effets chroniques en laboratoire.
Rivière Blanche, Québec (nos de l'ARLA 2544468, 2821395, 2929764)	27,3 (20 %)	Pomme de terre (12 %)	2 sur 3 2017, 2018	2017 : 0,283 2018 : 0,284	2017 : 28 j (9) 2018 : 27 j (9)	2017 : 2,4 2018 : 2,4	Presque tous les échantillons prélevés en 2017 et en 2018 présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Chartier, Québec (nos de l'ARLA 2523837, 2544468, 2821395, 2929764)	5,2 (85 %)	Pomme de terre (34 %), maïs (17 %), soja (9 %), céréales (9 %)	3 sur 4 2012, 2017, 2018	2012 : 0,161 2017 : 0,281 2018 : 0,21	2012 : 28 j (9) 2017 : 28 j (9) 2018 : 28 j (9)	2012 : 1,3 2017 : 2,3 2018 : 1,8	En 2012, 2017 et 2018, la majorité des échantillons prélevés en mai et en juin présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques. Plusieurs échantillons consécutifs prélevés au mois d'août de 2012 et 2017 présentaient aussi des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Gibeault-Delisle, Québec (nos de l'ARLA 2709793, 2821394)	12 (85 %)	Pomme de terre (21 %), légumes (21 %), maïs (17 %), soja (17 %)	2 sur 2 2013, 2014	2013 : 2,045 2014 : 1,318	2013 : 25 j (8) 2014 : 29 j (9)	2013 : 17 2014 : 11	La majorité des échantillons prélevés en 2013 et 2014 présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Sturgeon, Ontario (nos de l'ARLA 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2818733,	22,5 (63 %)	Soja (27 %), maïs (10 %), serres (9 %), tomate (7 %)	1 sur 8 2016	0,327	35 j (2)	2,7	Un seul échantillon en 2015 et deux échantillons en 2016, sur 312 échantillons prélevés à une fréquence hebdomadaire sur huit ans, présentaient des concentrations

Plan d'eau	Taille du bassin en km² (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L[b]	Remarques
2834287, 2936038, 3050884)							excédant le paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Little Ausable, Ontario (nos de l'ARLA 2712893, 3032989)	64 (90 %)	Maïs (35 %), soja (35 %), céréales (15 %)	2 sur 2 2015, 2016	2015 : 0,184 2016 : 0,404	2015 : 32 j (3) 2016 : 24 j (5)	2015 : 1,5 2016 : 3,4	Trois échantillons consécutifs bihebdomadaires prélevés entre le 7 juin et le 9 juillet 2016 présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques. En 2015, un maximum de 2 échantillons consécutifs prélevés en 2 occasions, entre 10 et 18 jours d'intervalle, présentait des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau North, Ontario (nos de l'ARLA 2712893, 3032989, 3070837)	36,5 (70 %)	Soja (40 %), maïs (10 %)	1 sur 3 2015	0,353	24 j (3)	2,9	Trois échantillons prélevés sur une période de 24 jours présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques en 2015. Seulement deux autres échantillons (un prélevé en octobre 2015 et l'autre en octobre 2016) présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Otter, Ontario (nos de l'ARLA 2945668, 3070884, 3157906)	58 (72 %)	Maïs (32 %), soja (25 %), blé (14 %)	1 sur 4 2018	0,29	21 j (2)	2,4	Deux échantillons prélevés à un intervalle de 21 jours présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques. Il n'est pas certain que la concentration moyenne excède le paramètre d'effets chroniques sur 28 jours.
Ruisseau Nottawasaga (un petit affluent de la rivière Nottawasaga), Ontario (nos de l'ARLA 2523839, 2703534, 2834287, 3070837)	30 (39 %)	Soja (15 %), pomme de terre (10 %), maïs (7 %), céréales (6 %)	1 sur 3 2019	0,373	29 j (5)	3,1	Les 11 échantillons prélevés entre le 23 avril et le 25 juin 2019 présentaient tous des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques.

Plan d'eau	Taille du bassin en km² (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L[b]	Remarques
Drain Lebo, Ontario (nos de l'ARLA 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2818733, 2834287, 2936038, 2945668, 3050884, 3070884, 3157906)	25,9 (86 %)	Soja (40 %), maïs (20 %), céréales (9 %), tomate (11 %), serres (3 %)	**Principal site du drain Lebo**				
			3 sur 7 2015, 2016 (2 programmes sur 3), 2017	2015 : 0,215 2016 : Metcalfe *et al*., 2018 (POCIS) : 0,6957; MEPP et MAAARO : 0,22 Tous les programmes : 0,234 2017 : 0,1353	2015 : 26 j (2) 2016 : Metcalfe *et al*., 2018 (POCIS) : 14 j (1); MEPP et MAAARO : 27 j (2) Tous les programmes : 27 j (3) 2017 : 29 j (3)	2015 : 1,8 2016 : Metcalfe *et al*., 2018 (POCIS) : 5,8; MEPP et MAAARO : 1,8 Tous les programmes : 2,0 2017 : 1,1	L'échantillonnage par POCIS réalisé en 2016 par Metcalfe *et al*. (2018) s'appuyait sur 14 jours de déploiement et on ne sait pas vraiment si la moyenne serait inférieure aux critères d'effet sur 28 jours. Les données de Metcalfe *et al*. (2018) obtenues par échantillonnage instantané, plutôt que par POCIS, ont été utilisées dans les calculs globaux. Les moyennes les plus élevées en 2015, 2016 et 2017 ont été influencées par des échantillons uniques excédant le paramètre d'effets chroniques. Il n'est arrivé qu'une seule fois au cours des sept années de surveillance que deux échantillons consécutifs présentent des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques.
			Autres sites dans le bassin hydrographique – ruisseaux				
			1 année sur 3 dans 2 sites sur 6 LD3 (2017), LD9 (2017)	LD3 (2017) : 0,1669 LD9 (2017) : 0,1323	LD3 (2017) : 57 j (2) LD9 (2017) : 29 j (3)	LD3 (2017) : 1,4 LD9 (2017) : 1,1	Aucune concentration supérieure au paramètre d'effets chroniques n'a été observée dans tous les échantillons consécutifs prélevés entre 2017 et 2019. En 2017, la moyenne sur 28 jours qui excédait le paramètre d'effets chroniques dans deux sites a été influencée par un seul échantillon prélevé le 13 juillet. Les concentrations n'ont jamais excédé le paramètre d'effets chroniques dans d'autres sites en 2017. Un seul échantillon d'un site présentait des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques en 2018.

Plan d'eau	Taille du bassin en km² (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L[b]	Remarques
			Autres sites dans le bassin hydrographique – fossés de drainage				
			2 années sur 3 dans 4 sites sur 8 LD4 (2017), LD5 (2017, 2018), LD6 (2017, 2018), LD10 (2017)	LD4 (2017) : 0,3634 LD5 (2017) : 0,1418 LD5 (2018) : 0,1448 LD6 (2017) : 0,2261 LD6 (2018) : 0,2292 LD10 (2017) : 0,2534	LD4 (2017) : 28 j (3) LD5 (2017) : 28 j (3) LD5 (2018) : 29 j (5) LD6 (2017) : 28 j (3) LD6 (2018) : 29 j (5) LD10 (2017) : 28 j (3)	LD4 (2017) : 3 LD5 (2017) : 1,2 LD5 (2018) : 1,2 LD6 (2017) : 1,9 LD6 (2018) : 1,9 LD10 (2017) : 2,1	Il est possible que les fossés de drainage ne soient pas représentatifs de l'habitat aquatique. Plusieurs échantillons consécutifs de fossés de drainage présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques en 2017 et 2018, mais non pas en 2019.
Rivière Thames, Ontario (nos de l'ARLA 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287, 2945668, 3070884, 3157906)	4 400 (61 %)	Maïs (29 %), Soja (24 %)	1 sur 6 2015 (2 programmes sur 2)	ECCC : 0,1669 MEPP et MAAARO : 0,13 Tous les programmes : 0,1677	ECCC : 35 j (3) MEPP et MAAARO : 42 j (2) Tous les programmes : 35 j (4)	ECCC : 1,4 MEPP et MAAARO : 1,1 Tous les programmes : 1,4	Parmi les 81 échantillons prélevés sur 6 ans, seulement deux échantillons recueillis à un intervalle de 8 jours dans le cadre de deux programmes différents excédaient le paramètre d'effets chroniques. Un site supplémentaire de la rivière Upper Thames a fait l'objet d'une surveillance en 2019 et aucun des 30 échantillons recueillis ne présentait des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Big, Ontario (nos de l'ARLA 2523839, 2703534, 2712893, 2834287, 3032989)	55 (90 %)	Maïs (15 %), Soja (60 %)	2 sur 3 2015, 2016	2015 : 0,1563 2016 : 0,19	2015 : 27 j (3) 2016 : 32 j (3)	2015 : 1,3 2016 : 1,6	En 2015, la moyenne maximale a été influencée par un seul échantillon qui présentait des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques; tous les autres échantillons prélevés en 2015 présentaient des concentrations

Plan d'eau	Taille du bassin en km² (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L[b]	Remarques
							inférieures au paramètre d'effets chroniques. En 2016, trois échantillons consécutifs bihebdomadaires prélevés entre le 6 juin et le 8 juillet présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques.
Garvey Glenn, Ontario (nos de l'ARLA 2712893, 3032989)	12,9 (80 %)	Maïs (35 %), soja (35 %), céréales (15 %)	2 sur 2 2015, 2016	2015 : 0,12 2016 : 0,126	2015 : 23 j (3) 2016 : 21 j (2)	2015 : 1,0 2016 : 1,1	En 2015, la moyenne maximale a été influencée par un seul échantillon qui présentait une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques. Tous les autres échantillons prélevés en 2015 présentaient des concentrations inférieures au paramètre d'effets chroniques. En 2016, seulement deux échantillons (un prélevé à la mi-mai et l'autre à la mi-septembre) présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques. La période des moyennes maximales de 2015 et de 2016 est de moins de 28 jours et les moyennes sont équivalentes ou légèrement supérieures au paramètre d'effets chroniques. Il n'est pas certain que les moyennes excèdent le paramètre d'effets chroniques après 28 jours.
Ruisseau White Ash, Ontario (nos de l'ARLA 2712893, 3032989)	75,8 (85 %)	Maïs (60 %), soja (20 %)	2 sur 2 2015, 2016	2015 : 0,172 2016 : 0,1898	2015 : 23 j (2) 2016 : 34 j (4)	2015 : 1,4 2016 : 1,6	En 2015, un seul échantillon présentait une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques. En 2016, la moyenne maximale a été influencée par un épisode de pluie le 5 et le 6 juin, ce qui a causé un apport de clothianidine. Tous les autres échantillons, exception faite d'un échantillon prélevé le 2 août,

Plan d'eau	Taille du bassin en km² (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L[b]	Remarques
							présentaient des concentrations inférieures au paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Boomer, Ontario (nos de l'ARLA 2945668, 3070884, 3157906)	71 (43 %)	Maïs (23 %), blé (10 %)	1 sur 4 2015	0,233	43 j (3)	1,9	Seulement deux échantillons prélevés à un intervalle de huit jours en 2015 présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques. Aucun des 31 autres échantillons prélevés sur quatre ans ne présentait des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Decker, Ontario (nos de l'ARLA 2945668, 3070884, 3157906)	17,7 (69 %)	Maïs (26 %), soja (33 %), blé (10 %)	3 sur 4 2015, 2016 (1 programme sur 2), 2017	2015 : 0,188 2016 : MEPP et MAAARO : 0,145 2017 : 0,24	2015 : 34 j (2) 2016 : MEPP et MAAARO : 28 j (2) 2017 : 28 j (2)	2015 : 1,6 2016 : MEPP et MAAARO : 1,2 2017 : 2,0	En 2015, la moyenne maximale a été influencée par un seul échantillon qui présentait une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques. En 2016 et 2017, deux échantillons consécutifs prélevés à un intervalle de 28 jours présentaient des concentrations supérieures ou pratiquement égales au paramètre d'effets chroniques. Aucun échantillon instantané n'a été prélevé à ce site en 2016 par Metcalfe *et al.* (2018) pour calculer la moyenne de l'ensemble des programmes.
Ruisseau Gregory, Ontario (nos de l'ARLA 2945668, 3070884, 3157906)	59 (76 %)	Maïs (33 %), soja (28 %), blé (14 %)	1 sur 4 2018	0,144	77 j (2)	1,2	Pour 2018, la concentration moyenne maximale est incertaine, car la période écoulée entre les deux prélèvements d'échantillons utilisés dans son calcul est longue (77 jours).
Drain McKillop, Ontario (nos de l'ARLA 2945668, 3070884, 3157906)	45 (66 %)	Maïs (28 %), soja (33 %)	3 sur 4 2015, 2016 (1 programme sur 2), 2017	2015 : 0,13 2016 : MEPP et MAAARO : 0,18	2015 : 21 j (2) 2016 : MEPP et MAAARO : 34 j (2)	2015 : 1,1 2016 : MEPP et MAAARO : 1,5	En 2015, quatre échantillons mensuels consécutifs présentaient des concentrations pratiquement égales ou supérieures au paramètre d'effets chroniques. En 2016 et 2017, les moyennes maximales ont été influencées par un seul échantillon

Plan d'eau	Taille du bassin en km² (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L[b]	Remarques
				2017 : 0,15	2017 : 27 j (2)	2017 : 1,3	qui présentait une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Whitemans, Ontario (nos de l'ARLA 2945668, 3070884, 3157906)	384 (63 %)	Maïs (29 %), soja (22 %)	1 sur 4 2015	0,147	27 j (2)	1,2	En 2015, la moyenne maximale a été influencée par un seul échantillon qui présentait une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques. Au cours des quatre années d'échantillonnage, un seul des 31 échantillons a présenté une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques.
Iroquois3 (fossé de drainage), Ontario (no de l'ARLA 2785041)	Non déterminée	Maïs, soja (pourcentages non déterminés)	1 sur 1 2014	0,2199	27 j (2)	1,8	Un seul des deux échantillons recueillis à un intervalle de 27 jours présentait une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques. Le site d'échantillonnage est un fossé de drainage qui pourrait ne pas être représentatif de l'habitat aquatique.
Kirkwood (ruisseau), Ontario (No de l'ARLA 2785041)	Non déterminée	Maïs, soja (pourcentages non déterminés)	1 sur 2 2015	0,135	28 j (2)	1,1	En 2015, un seul des deux échantillons recueillis à un intervalle de 28 jours présentait une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques. Les deux échantillons prélevés en 2016 présentaient des concentrations supérieures au paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Two Mile, Ontario (nos de l'ARLA 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	24,4 (65 %)	Verger/vignoble (59 %)	1 sur 5 2014	0,1351	28 j (3)	1,1	En 2014, la moyenne maximale a été influencée par un dépassement unique à une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques. Aucun autre échantillon parmi les 60 échantillons prélevés sur 5 ans ne présentait une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques.

Plan d'eau	Taille du bassin en km² (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en laboratoire de 0,12 µg/L[b]	Remarques
Ruisseau Prudhomme, Ontario (nos de l'ARLA 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2834287)	10 (59 %)	Verger/vignoble (51 %)	1 sur 5 2015	0,1408	34 j (3)	1,2	En 2015, la moyenne la plus élevée a été influencée par un seul échantillon excédant le paramètre d'effets chroniques; tous les autres présentaient des concentrations nettement inférieures. Sur un total de 58 échantillons bihebdomadaires prélevés sur 5 ans, seulement deux échantillons présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques (un en 2015 et un en 2016).

ECCC = Environnement et Changement climatique Canada; MEPP = ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs; MAAARO = ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario.

[a] Quotient de risque = concentration moyenne maximale sur 28 jours ÷ paramètre d'effets chroniques.

[b] Paramètre d'effets chroniques en laboratoire = 0,12 µg/L (moyenne géométrique des valeurs CE_{10}/CE_{20} selon l'émergence de *Chironomus dilutus* dans 3 études en laboratoire de 28 à 56 jours; voir la section 1.3.1 Paramètres révisés des effets de la clothianidine).

Tableau A.7-8 Résumé des 15 années-sites de 12 sites (11 bassins hydrographiques) où les concentrations moyennes maximales sur 28 jours étaient pratiquement égales ou supérieures au paramètre d'effets chroniques en mésocosme de 0,281 µg/L dans la région de l'Atlantique, au Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique

Plan d'eau	Taille du bassin en km² (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en mésocosme (CSEO de 0,281 µg/L et CMEO de 0,573 µg/L)[b]	Remarques
Rivière Huntley, Île-du-Prince-Édouard (nos de l'ARLA 2745506, 2468268, 2845169, 3169038)	18,4 (85 %)	Pomme de terre (40 %), pâturages (20 %), céréales (15 %)	2 sur 4 2017, 2018	2017 : 0,275 2018 : 0,433	2017 : 35 j (2) 2018 : 28 j (2)	2017 : CSEO : 1,0 CMEO : 0,5 2018 : CSEO : 1,5	En 2017, la moyenne maximale sur 28 jours était légèrement inférieure au paramètre d'effets chroniques; trois échantillons mensuels consécutifs présentaient des concentrations pratiquement égales ou supérieures au

Plan d'eau	Taille du bassin en km^2 (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en mésocosme (CSEO de 0,281 µg/L et CMEO de 0,573 µg/L)[b]	Remarques
						CMEO : 0,8	paramètre d'effets chroniques. En 2018, la moyenne a été influencée par un dépassement unique à une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques.
Rivière Wilmot, Île-du-Prince-Édouard (nos de l'ARLA 2745506, 2468268, 2845169, 3169038)	46 (85 %)	Pomme de terre (40 %), pâturages (20 %), céréales (15 %)	1 sur 5 2017	0,68	41 j (2)	CSEO : 2,4 CMEO : 1,2	La moyenne a été influencée par un dépassement unique à une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques. Un seul échantillon parmi les 28 échantillons recueillis sur 5 ans présentait une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques. Tous les autres échantillons présentaient des concentrations nettement inférieures au paramètre d'effets chroniques. La moyenne englobe une période de 41 jours et se fonde sur deux valeurs; il existe des incertitudes quant à ce que serait la moyenne sur 28 jours et avec des valeurs supplémentaires.
Rivière Blanche, Québec (nos de l'ARLA 2544468, 2821395, 2929764)	27,3 (20 %)	Pomme de terre (12 %)	2 sur 3 2017, 2018	2017 : 0,283 2018 : 0,284	2017 : 28 j (9) 2018 : 27 j (9)	2017 : CSEO : 1,0 CMEO : 0,5 2018 : CSEO : 1,0 CMEO : 0,5	En 2017 et 2018, des échantillons prélevés à un intervalle de trois ou quatre jours présentaient systématiquement des concentrations légèrement supérieures ou pratiquement égales au paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Chartier, Québec (nos de l'ARLA 2523837, 2544468, 2821395, 2929764)	5,2 (85 %)	Pomme de terre (34 %), maïs (17 %), soja (9 %), céréales (9 %)	1 sur 4 2017	0,281	28 j (9)	CSEO : 1,0 CMEO : 0,5	En 2017, cinq des sept échantillons prélevés sur une période de trois semaines présentaient des concentrations supérieures ou égales au paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Gibeault-Delisle, Québec (nos de l'ARLA 2709793,	12 (85 %)	Pomme de terre (21 %), légumes (21 %), maïs (17 %), soja	2 sur 2 2013, 2014	2013 : 2,045 2014 : 1,318	2013 : 25 j (8) 2014 : 29 j (9)	2013 : CSEO : 7,3 CMEO : 3,6	La majorité des échantillons prélevés en 2013 et 2014 présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques.

Plan d'eau	Taille du bassin en km^2 (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en mésocosme (CSEO de 0,281 µg/L et CMEO de 0,573 µg/L)[b]	Remarques
2821394)		(17 %)				2014 : CSEO : 4,7 CMEO : 2,3	
Ruisseau Sturgeon, Ontario (nos de l'ARLA 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2818733, 2834287, 2936038, 3050884)	22,5 (63 %)	Soja (27 %), maïs (10 %), serres (9 %), tomate (7 %)	1 sur 8 2016	0,327	35 j (2)	CSEO : 1,2 CMEO : 0,6	Seulement un des 312 échantillons prélevés sur huit ans présentait une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Little Ausable, Ontario (nos de l'ARLA 2712893, 3032989)	64 (90 %)	Maïs (35 %), soja (35 %), céréales (15 %)	1 sur 2 2016	0,404	24 j (5)	2016 : CSEO : 1,4 CMEO : 0,7	En 2016, la moyenne a été influencée par deux échantillons, recueillis à une journée d'intervalle à la mi-mai, qui présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques. Seulement un autre échantillon recueilli à la mi-août présentait une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau North, Ontario (nos de l'ARLA 2712893, 3032989, 3070837)	36,5 (70 %)	Soja (40 %), maïs (10 %)	1 sur 3 2015	0,353	24 j (3)	CSEO : 1,3 CMEO : 0,6	En 2015, la moyenne a été influencée par deux échantillons recueillis à dix jours d'intervalle qui présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques. Aucun autre échantillon parmi les 63 échantillons recueillis sur 3 ans ne présentait une concentration excédant le paramètre d'effets chroniques.
Ruisseau Otter, Ontario (nos de l'ARLA 2945668, 3070884, 3157906)	58 (72 %)	Maïs (32 %), soja (25 %), blé (14 %)	1 sur 4 2018	0,29	21 j (2)	CSEO : 1,0 CMEO : 0,5	En 2018, la moyenne, qui était légèrement supérieure au paramètre d'effets chroniques, a été calculée à l'aide de deux échantillons prélevés à un intervalle de 21 jours; il n'est pas certain que la moyenne sur 28 jours dépasserait aussi le paramètre d'effets chroniques.

Plan d'eau	Taille du bassin en km^2 (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en mésocosme (CSEO de 0,281 µg/L et CMEO de 0,573 µg/L)[b]	Remarques
Ruisseau Nottawasaga (un petit affluent de la rivière Nottawasaga), Ontario (n^{os} de l'ARLA 2523839, 2703534, 2834287, 3070837)	30 (39 %)	Soja (15 %), pomme de terre (10 %), maïs (7 %) céréales (6 %)	1 sur 3 2019	0,373	29 j (5)	CSEO : 1,3 CMEO : 0,7	En 2019, cinq échantillons sur les six prélevés entre le 30 avril et le 4 juin présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques.
Drain Lebo, Ontario (n^{os} de l'ARLA 2523839, 2532563, 2681876, 2703534, 2818733, 2834287, 2936038, 2945668, 3050884, 3070884, 3157906)	25,9 (86 %)	Soja (40 %), maïs (20 %), céréales (9 %), tomate (11 %), serres (3 %)	**Principal site du drain Lebo**				
			1 sur 7 2016 (1 programme sur 3)	Metcalfe *et al*. (2018) (POCIS) : 0,695 7; ECCC : 0,012; MEPP et MAAARO : 0,22 Tous les programmes : 0,234	Metcalfe *et al*. (2018) (POCIS) : 14 j (1); ECCC : S.O.[c] MEPP et MAAARO : 27 j (2) Tous les programmes : 27 j (3)	Metcalfe *et al*. (2018) (POCIS) : CSEO : 2,5 CMEO : 1,2 ECCC : CSEO : < 0,1 CMEO : < 0,1 MEPP et MAAARO : CSEO : 0,8 CMEO : 0,4 Tous les programmes : CSEO : 0,8 CMEO : 0,4	L'échantillonnage par POCIS réalisé en 2016 par Metcalfe *et al*. (2018) s'appuyait sur 14 jours de déploiement et on ne sait pas vraiment si la moyenne serait inférieure aux critères d'effet sur 28 jours. Les données de Metcalfe *et al*. (2018) obtenues par échantillonnage instantané, plutôt que par POCIS, ont été utilisées dans les calculs globaux. Dans l'ensemble, pour ce qui est des données de 2016, les concentrations moyennes sur 28 jours n'excédaient pas le paramètre d'effets chroniques.
			Autres sites dans le bassin hydrographique – ruisseaux				
			0 année sur 3 dans 0 site sur 6	Aucun ruisseau ne présentait des concentrations moyennes sur 28 jours excédant le paramètre d'effets chroniques.			
			Autres sites dans le bassin hydrographique – fossés de drainage				
			1 année sur 3 dans 1 site sur 8 LD4 (2017)	LD4 (2017) : 0,3634	LD4 (2017) : 28 j (3)	LD4 (2017) : CSEO : 1,3 CMEO : 0,6	Il est possible que les fossés de drainage ne soient pas représentatifs de l'habitat aquatique. En 2017, au site LD4, la moyenne a été influencée par 2 échantillons

Plan d'eau	Taille du bassin en km^2 (% de la superficie cultivée)	Principales cultures	Nombre d'années avec dépassement du paramètre par rapport au nombre d'années de surveillance	Moyenne mobile (approximative) maximale sur 28 jours, en µg/L	Période (nombre de valeurs utilisées dans le calcul de la moyenne mobile)	QR maximal[a] en fonction du paramètre d'effets chroniques en mésocosme (CSEO de 0,281 µg/L et CMEO de 0,573 µg/L)[b]	Remarques
							consécutifs recueillis à 14 jours d'intervalle qui présentaient des concentrations excédant le paramètre d'effets chroniques. Aucun autre échantillon ne présentait des concentrations supérieures au paramètre d'effets chroniques.

CSEO = concentration sans effet observé; CMEO = concentration minimale entraînant un effet observé; ECCC = Environnement et Changement climatique Canada; MEPP = ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs; MAAARO = ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario; S.O. = sans objet.

[a] Quotient de risque = concentration moyenne maximale sur 28 jours ÷ paramètre d'effets chroniques.

[b] Paramètre d'effets chroniques en mésocosme = 0,281 µg/L (CSEO moyenne pondérée dans le temps sur 14 jours selon la réduction des populations d'espèces individuelles et de la richesse des communautés ou des taxons observée à 0,573 µg/L dans une étude en mésocosme sur 56 jours; voir la section 1.3.1 Paramètres révisés des effets de la clothianidine).

[c] La moyenne sur 28 jours a été estimée à l'aide de la concentration maximale mesurée et d'un TD_{50} de 11,33 jours, en tenant pour acquis que la dissipation a suivi une CSPO.

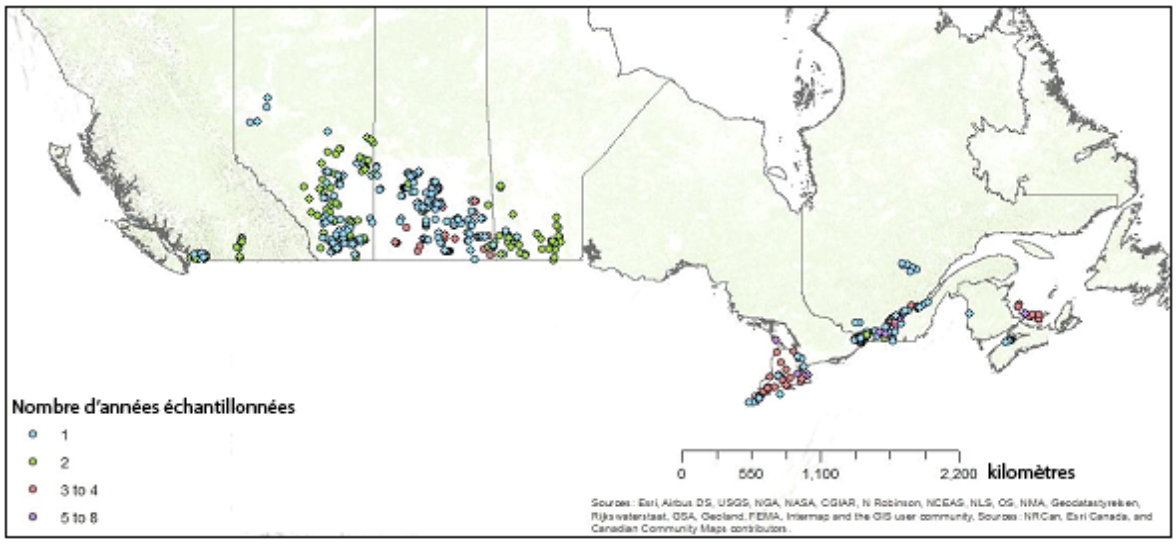
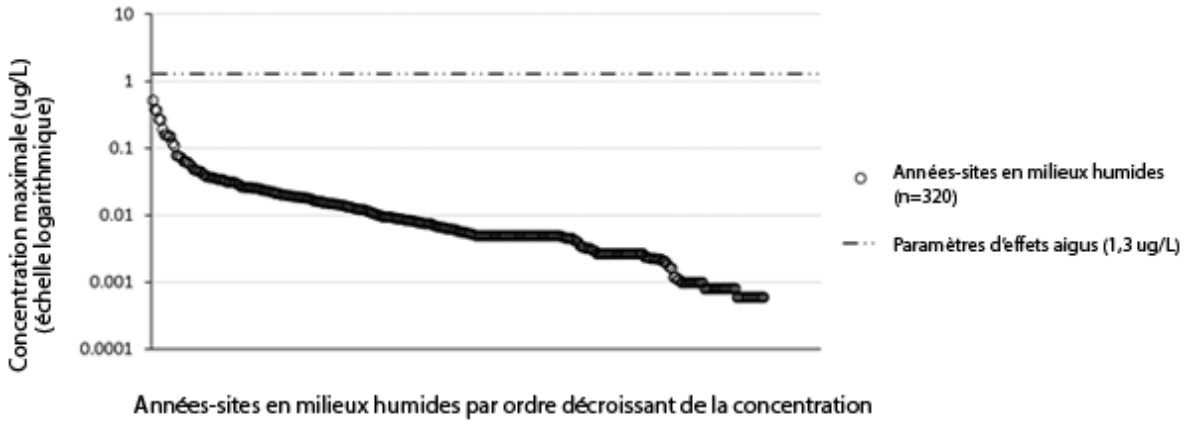


Figure A.7-1 Emplacement des sites de surveillance de la clothianidine dans les eaux du Canada entre 2010 et 2019, selon le nombre d'années d'échantillonnage par site

A) Valeur maximale



B) Moyenne mobile maximale sur 28 jours

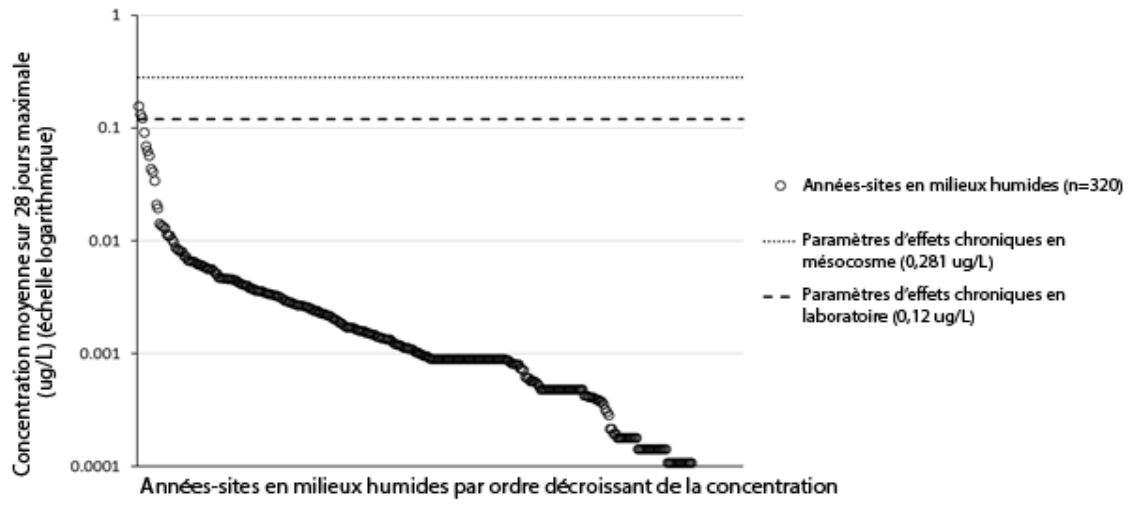
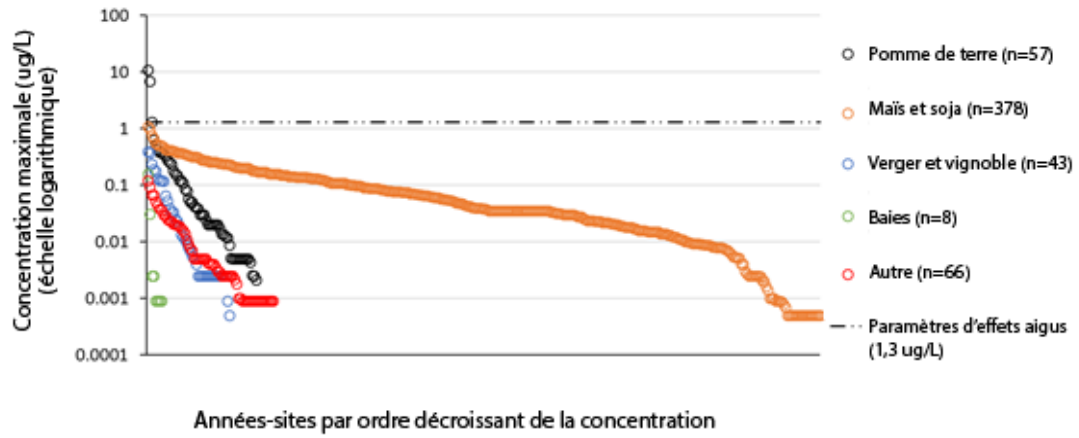


Figure A.7-2 A) Valeur maximale et B) moyenne mobile maximale sur 28 jours (µg/L) de la clothianidine mesurées dans les milieux humides des Prairies entre 2014 et 2019, et comparaison avec les paramètres d'effets aigus et chroniques pour les invertébrés aquatiques.

Les cercles noirs représentent les concentrations de chacune des 320 années-sites de surveillance, classées par ordre décroissant des concentrations. Les concentrations moyennes sur 28 jours ont été calculées à l'aide des données observées uniquement dans les milieux humides où les concentrations maximales dépassaient le paramètre d'effets chroniques en laboratoire; pour les autres sites, la concentration moyenne sur 28 jours a été estimée à l'aide de la concentration maximale et d'un TD_{50} de 11,3 jours, en tenant pour acquis que la dissipation a suivi une CSPO.

A) Valeur maximale



B) Moyenne mobile maximale sur 28 jours

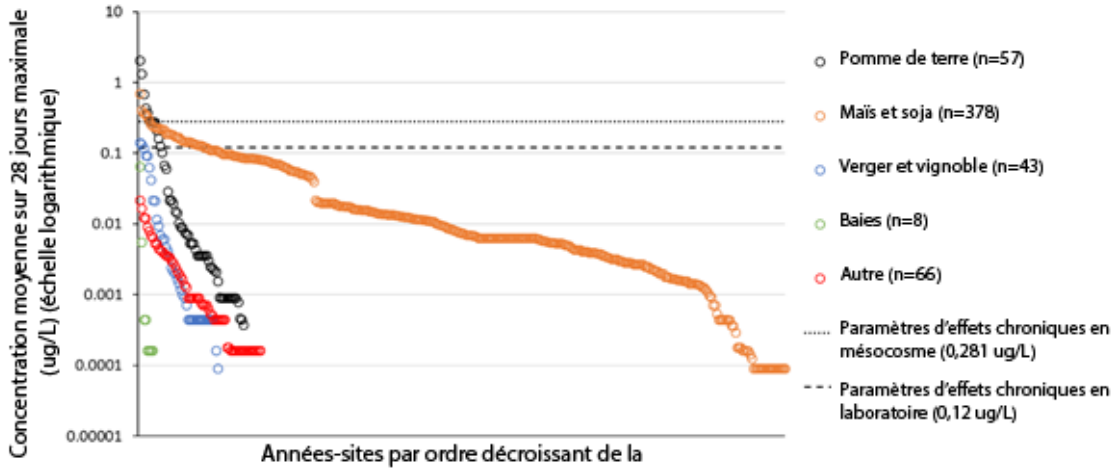


Figure A.7-3 A) Valeur maximale et B) moyenne mobile maximale sur 28 jours (µg/L) de la clothianidine mesurées dans 288 sites (total de 552 années-sites de surveillance) situés dans la région de l'Atlantique, au Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique ayant fait l'objet d'un échantillonnage entre 2010 et 2019, selon les principales cultures dans le bassin hydrographique, et comparaison avec les paramètres d'effets aigus et chroniques pour les invertébrés aquatiques.

Chaque cercle représente une année-site de surveillance. Les cercles sont classés par ordre décroissant des concentrations. Les concentrations moyennes sur 28 jours ont été calculées à l'aide des données observées uniquement dans les sites où les concentrations dépassaient le paramètre d'effets chroniques en laboratoire; pour les autres sites, la concentration moyenne sur 28 jours a été estimée à l'aide de la concentration maximale et d'un TD_{50} de 11,3 jours, en tenant pour acquis que la dissipation a suivi une CSPO.

Annexe VIII Modifications à apporter à l'étiquette des produits contenant de la clothianidine

Les modifications aux étiquettes requises ci-dessous n'incluent pas toutes les exigences en matière d'étiquetage qui s'appliquent aux différents produits, comme les énoncés sur le mode d'élimination et les mises en garde. Les renseignements qui figurent sur les étiquettes des produits actuellement homologués ne doivent pas être enlevés, à moins qu'ils ne contredisent les énoncés ci-dessous.

Modifications requises pour tous les produits à usage commercial

Les modifications suivantes doivent être apportées à l'étiquette, sous la rubrique MODE D'EMPLOI :

- Les utilisations suivantes sont révoquées et doivent être retirées de l'étiquette des produits :
    - Traitement des semences pour les légumes-feuilles et les oignons à botteler semés au champ et les organismes nuisibles énumérés.
    - Utilisation sous forme de traitement des semences dans les serres pour lutter contre la mouche de l'oignon et la mouche des semis sur les oignons à botteler.
    - Application en traitement des semences sur le maïs de grande culture pour lutter contre la chrysomèle des racines du maïs.
    - Application dans la raie de semis pour les pommes de terre et les organismes nuisibles énumérés.
    - Application foliaire sur le gazon pour lutter contre la punaise velue, le charançon du pâturin annuel, la calandre du pâturin et la tipule des prairies.
    - Application foliaire sur les cucurbitacées pour lutter contre la punaise marbrée.

Il faut réviser les instructions d'application afin qu'elles correspondent aux nouvelles exigences (doses d'application, nombre maximal d'applications par année et intervalles entre les applications), conformément aux mesures d'atténuation des risques présentées dans le tableau 1, pour chaque culture figurant sur l'étiquette dont l'homologation est maintenue.

Tableau 1 Changements au mode d'emploi requis pour la clothianidine

Culture	Méthode d'application	Dose actuelle	Nouvelle exigence
Pomme de terre	Dans la raie de semis	1,2 à 2,0 g p.a./100 m de rang (équivaut à une plage de 133 à 223,8 g p.a./ha)	Révocation des utilisations dans la raie de semis
	Traitement foliaire	35 à 52,5 g p.a./ha, maximum de trois applications	35 à 52,5 g p.a./ha (une seule application)
Maïs (maïs de grande culture seulement)	Traitement des semences	0,25 à 1,25 mg p.a./grain (équivaut à une plage allant de 75 à 375 g p.a./100 kg de semences, ou de 15,8 à 118,3 g p.a./ha pour le maïs de grande culture)	Maïs de grande culture : 0,5 mg p.a./grain (équivaut à 150 g p.a./100 kg de semences, ou à un maximum de 47,3 g p.a./ha)

Culture	Méthode d'application	Dose actuelle	Nouvelle exigence
Légumes (carotte, légumes du genre *Brassica*, légumes-bulbes, cucurbitacées, légumes-fruits, et légumes-feuilles)	Traitement des semences	0,035 à 0,9 g p.a./1 000 semences (équivaut à une plage de 0,6 à 420 g p.a./ha, selon la culture)	Densité de semis des cultures limitée à un maximum de 100 g p.a./ha Révocation des utilisations sur les oignons à botteler et les légumes-feuilles
Cucurbitacées	Traitement foliaire	70 à 105 g p.a./ha (une application avant la floraison seulement)	70 g p.a./ha (une application avant la floraison seulement)
Gazon (gazonnières et terrains de golf seulement)	Traitement foliaire	1,25 à 3,5 g p.a./100 m^2 (équivaut à une plage de 125 à 350 g p.a./ha), maximum d'une application	1,25 g p.a./100 m^2 (équivaut à 125 g p.a./ha; une seule application)

Pour les produits portant les numéros d'homologation 29382, 29383, 29384 :

Ajouter sous la rubrique PRÉCAUTIONS ENVIRONNEMENTALES :

Toxiques pour les organismes aquatiques. Respecter les zones tampons précisées dans le MODE D'EMPLOI.

Afin de réduire le ruissellement à partir des sites traités vers les habitats aquatiques, éviter d'appliquer le produit sur des terrains à pente modérée ou abrupte ou à sol compacté ou argileux.

Ne pas appliquer ce produit lorsque de fortes pluies sont prévues.

La contamination des habitats aquatiques causée par le ruissellement peut être réduite par l'aménagement d'une bande de végétation filtrante entre le site traité et la lisière du plan d'eau.

Ajouter les énoncés suivants sous la rubrique MODE D'EMPLOI :

Comme ce produit n'est pas homologué pour lutter contre les organismes nuisibles des milieux aquatiques, NE PAS l'utiliser dans cet objectif.

NE PAS contaminer les sources d'eau d'irrigation ou d'eau potable ni les habitats aquatiques lors du nettoyage de l'équipement ou de l'élimination des déchets.

Application par pulvérisateur agricole : NE PAS appliquer le produit par calme plat ni lorsque le vent souffle en rafales. NE PAS appliquer en gouttelettes d'un diamètre inférieur au calibre moyen de la classification de l'American Society of Agricultural Engineers (ASAE S572.1). La hauteur de la rampe de pulvérisation doit être fixée à 60 cm ou moins au-dessus de la culture ou du sol.

Application au moyen d'un pulvérisateur pneumatique : NE PAS appliquer ce produit par calme plat ni lorsque le vent souffle en rafales. NE PAS orienter le jet au-dessus des plantes à traiter. À l'extrémité des rangs et le long des rangs extérieurs, couper l'alimentation des buses pointant vers l'extérieur. NE PAS appliquer si la vitesse du vent excède 16 km/h au site d'application tel que mesuré à l'extérieur du site, du côté exposé au vent.

Application par voie aérienne : NE PAS appliquer ce produit par calme plat ni lorsque le vent souffle en rafales. NE PAS appliquer si la vitesse du vent excède 16 km/h à l'altitude du vol au-dessus du site d'application. NE PAS appliquer en gouttelettes d'un diamètre inférieur au calibre fin de la classification de l'American Society of Agricultural Engineers (ASAE S572.1). Réduire la dérive causée par les turbulences créées en bout d'aile de l'aéronef. La longueur occupée par les buses le long de la rampe de pulvérisation NE DOIT PAS dépasser 65 % de l'envergure des ailes ou du rotor.

Appliquer seulement ce produit avec un avion ou un hélicoptère réglé et étalonné pour être utilisé dans les conditions atmosphériques de la région et selon les doses d'application et les instructions figurant sur l'étiquette.

Les doses, les conditions et les mises en garde indiquées sur l'étiquette sont spécifiques à ce produit. Lire toute l'étiquette et s'assurer de bien la comprendre avant d'ouvrir le contenant. N'appliquer qu'à la dose recommandée sur l'étiquette pour les applications par voie aérienne. Si aucune dose n'est indiquée pour l'utilisation visée, ce produit ne peut être utilisé, quel que soit le type d'équipement d'application par voie aérienne.

S'assurer que l'application est uniforme. Afin d'éviter que le produit ne soit appliqué de façon inégale (application en bandes, irrégulière ou double), utiliser des marqueurs appropriés.

Mises en garde concernant l'utilisation

Appliquer seulement si les conditions météorologiques au site d'application permettent d'obtenir une ouverture complète et uniforme de la culture visée. Les conditions favorables et les bonnes pratiques spécifiques à l'application par voie aérienne décrites dans le *Guide national d'apprentissage - Application de pesticides par aéronef* préparé par le Comité fédéral, provincial et territorial sur la lutte antiparasitaire et les pesticides doivent être présentes.

Mises en garde concernant l'opérateur antiparasitaire

Ne pas permettre au pilote de mélanger les produits chimiques qui seront embarqués à bord de l'appareil. Il peut toutefois charger des produits chimiques pré-mélangés contenus dans un système fermé.

Il est souhaitable que le pilote dispose de moyens de communication à chaque site de traitement au moment de la pulvérisation.

Le personnel au sol de même que les préposés au mélange et au chargement doivent porter des gants résistant aux produits chimiques, une combinaison et des lunettes de protection ou un écran facial durant le mélange des produits et leur chargement ainsi que pendant les activités de nettoyage et de réparation. Lorsque les précautions qu'on recommande à l'opérateur de prendre sont plus strictes que les recommandations générales qui figurent sur les étiquettes pour épandage avec pulvérisateur terrestre, suivre les précautions les plus rigoureuses.

Tout le personnel doit se laver soigneusement les mains et le visage avant de manger et de boire. Les vêtements protecteurs, le poste de pilotage de l'avion et les cabines des véhicules doivent être décontaminés régulièrement.

Mises en garde propres au produit

Lire attentivement l'étiquette au complet et bien la comprendre avant d'ouvrir le contenant. Si vous avez des questions, appelez le fabricant au XXX-XXX-XXXX ou obtenez des conseils techniques auprès du distributeur ou du conseiller agricole de votre province ou territoire. Ce produit doit être appliqué en fonction des spécifications suivantes :

Volume : Appliquer à la dose recommandée dans un volume de pulvérisation minimal de 45 litres par hectare.

ZONES TAMPONS DE PULVÉRISATION

Aucune zone tampon n'est requise dans les cas suivants :

- Les utilisations au moyen d'un équipement d'application portatif permises sur la présente étiquette.
- Les applications dans la raie de semis, par mouillage du sol ou avec incorporation au sol.

Il est nécessaire que les zones tampons précisées dans le tableau ci-dessous séparent le point d'application directe du produit et la lisière de l'habitat d'eau douce sensible le plus proche, dans la direction du vent (comme les lacs, les rivières, les bourbiers, les étangs, les fondrières des Prairies, les criques, les marais, les ruisseaux, les réservoirs et les milieux humides).

Méthode d'application	**Culture**		**Zones tampons (en mètres) requises pour la protection des habitats d'eau douce d'une profondeur de :**	
			moins de 1 m	**plus de 1 m**
Pulvérisateur agricole	Pommes de terre		10	4
	Cucurbitacées		10	5
	Raisins		15	5
	Gazon		15	10
Pulvérisateur pneumatique	Raisins	Début de croissance	35	25
		Fin de croissance	25	15

Application aérienne	Pommes de terre	Voilure fixe	100	35
		Voilure tournante	95	30

(Remarque : Les zones tampons de pulvérisation présentées dans ce tableau s'appliquent à toutes les cultures figurant sous les n^{os} d'homologation 29382, 29383 et 29384. Il faut prendre soin de n'ajouter que les utilisations agricoles applicables aux étiquettes appropriées.)

Pour les mélanges en cuve, consulter l'étiquette des produits d'association et respecter la zone tampon la plus vaste (la plus restrictive) parmi les zones tampons associées aux produits utilisés dans le mélange en cuve. Appliquer seulement en gouttelettes correspondant au plus gros calibre indiqué pour les produits utilisés dans le mélange selon les catégories de l'ASAE.

Il est possible de modifier les zones tampons associées à ce produit selon les conditions météorologiques et la configuration du matériel de pulvérisation en utilisant le calculateur de zone tampon qui se trouve dans le site Web de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire.

Utilisations révoquées selon un calendrier d'abandon graduel prolongé

La révocation des utilisations suivantes sera reportée de deux années supplémentaires. (Remarque : l'utilisation prolongée de deux ans s'applique uniquement aux combinaisons de culture et d'organismes nuisibles présentées ci-dessous; les références à d'autres organismes nuisibles pour les oignons à botteler doivent être retirées de toutes les étiquettes visées.)

- Application au champ en traitement des semences sur les oignons à botteler.

Le tableau suivant doit être ajouté dans l'AIRE D'AFFICHAGE PRINCIPALE de l'étiquette :

Date de révocation pour les utilisations révoquées selon une période d'abandon graduel prolongée

Culture	Organismes nuisibles	Date de la dernière utilisation
Oignons à botteler (traitement des semences)	Mouche de l'oignon et mouche des semis	31 mars 2025

Annexe IX Références

A Études et renseignements présentés par le titulaire

Évaluation des effets et du devenir dans l'environnement

Renseignements non publiés

Numéro de document de l'ARLA	Références
2744280	2014. Outdoor microcosm study to the effects of imidacloprid SL 200 on the mayfly *Cloeon dipterum* and its dissipation from water at two different light intensities. DACO: 9.3.6
2744281	2015. Amendment - Outdoor microcosm study to the effects of imidacloprid SL 200 on the summer generation of the mayfly *Cloeon dipterum*. DACO: 9.3.6
2862054	2018. Correlative Evaluation of Neonicotinoid Surface Water Concentrations and Aquatic Invertebrate Benthic Health Metrics in Quebec Streams/Rivers - Final Report. DACO: 9.9
2862055	2018. Assessment of Benthic Invertebrates in Wetlands of Saskatchewan, Canada - Final Progress Report. DACO: 9.9
3050881	2019, 2019 Clothianidin Surface Water Monitoring Study in Saskatchewan, Canada - Final Report, DACO : 8.6

Évaluation des données de surveillance des eaux

Renseignements non publiés

Numéro de document de l'ARLA	Références
2818735	2017, Imidacloprid Surface Water Monitoring Study in Saskatchewan, Canada, DACO: 8.6.1,8.6.2
2921988	2018, Imidacloprid Surface Water Monitoring Study in Saskatchewan, Canada - Spring 2018 Update, DACO: 8.6.1,8.6.2
2921990	2018, 2018 Imidacloprid Surface Water Monitoring Study in Saskatchewan, Canada, DACO: 8.6.1,8.6.2
2935286	2018, 2018 Clothianidin Surface Water Monitoring Study in Saskatchewan, Canada, DACO: 8.6.1,8.6.2
2935288	2018, 2018 Clothianidin Surface Water Monitoring Study in Saskatchewan, Canada, DACO: 8.6.1,8.6.2
2935289	2018, 2018 Clothianidin Surface Water Monitoring Study in Saskatchewan, Canada, DACO: 8.6.1,8.6.2
2936038	2018, Ontario Surface Water Monitoring Study – 2018 Final Report: Investigation of Potential Sources of Imidacloprid in Waterways of the Lebo Drain and Sturgeon Creek Watersheds. October 21, 2018 (corrections November 15, 2018), DACO: 8.6.1,8.6.2

Numéro de document de l'ARLA	Références
3050880	2019, 2019 Imidacloprid Surface Water Monitoring Study in Saskatchewan, Canada - Final Report, DACO: 8.6
3050881	2019, 2019 Clothianidin Surface Water Monitoring Study in Saskatchewan, Canada - Final Report, DACO: 8.6
3050882	2019, 2019 Clothianidin Surface Water Monitoring Study in Saskatchewan, Canada - Final Report, DACO: 8.6
3050884	2019, Ontario Surface Water Monitoring Study - 2019, Investigation of Potential Sources of Imidacloprid in Waterways of the Lebo Drain and Sturgeon Creek Watersheds – Final Report, DACO: 8.6
2935271	2018, Syngenta Canada Response to PMRA PSRD2018-02 – Thiamethoxam, DACO: 8.1
2947433	2018, Amendment No. 1 to Final Report TK0384563 - Surface Water Monitoring to Determine Concentration and Dissipation of Thiamethoxam (CGA293343) and Other Neonicotinoids in Wetlands in Saskatchewan Canada, DACO: 8.6
2947434	2018, PMRA TK0384563 Master Data - Excel File, DACO: 8.6
3016892	2019, Thiamethoxam Technical Response – Enriched Ratios of Clothianidin to Thiamethoxam, DACO: 8.6.1
3025394	2019, Thiamethoxam Interim Data – 2019 Prairie Wetland and Ontario Watersheds Water Monitoring Studies, DACO: 8.1
3070837	2019, Ontario watersheds 2019_Dec 17 2019 Final report, DACO: 8.6
3070838	2019, Prairie wetlands 2018_2019_Dec 17 2019 Final report, DACO: 8.6

B Autres renseignements examinés

Évaluation des effets et du devenir dans l'environnement

Renseignements publiés

Numéro de document de l'ARLA	Références
2035772	Giroux, I., and J. Fortin, 2010, Pesticides dans l'eau de surface d'une zone maraîchère - Ruisseau Gibeault-Delisle dans les « terres noires » du bassin versant de la rivière Châteauguay de 2005 à 2007, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Université Laval, Département des sols et de génie agroalimentaire, DACO : 8.6
2541823	Tisler, T., A. Jemec, B. Mozetic and P. Trebse. 2009, Hazard identification of imidacloprid to aquatic environment. Chemosphere. 76 : 907-914, DACO : 9.3.2,9.5.2.3,9.8.2

Numéro de document de l'ARLA	Références
2541824	Jemec, A, T. Tisler, D. Drobne, K. Sepcic, D. Fournier and P. Trebse. 2007. Comparative toxicity of imidacloprid, of its commercial liquid formulation and of diazinon to a non-target arthropod, the microcrustacean *Daphnia magna*. Chemosphere. 68: 1408-1418, DACO: 9.3.3
2541839	Stoughton, S.J., K. Liber, J. Culp and A. Cessna. 2008, Acute and chronic toxicity of imidacloprid to the aquatic invertebrates *Chironomus tentans* and *Hyalella azteca* under constant- and pulse-exposure conditions. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 54: 662-673, DACO: 9.3.4,9.3.5
2544385	Roessink, I., L.B. Merga, H.J. Zweers and P.J. Van den Brink. 2012. The neonicotinoid imidacloprid shows high chronic toxicity to mayfly nymphs. Environ. Toxicol. Chem: 32(5): 1096-1100, DACO: 9.3.5
2545413	European Food Safety Authority, 2014, Peer Review Report on
2712688	Imidacloprid (Art. 21), DACO: 12.5.9 Prosser, R.S. *et al*., 2016, Sensitivity of the early-life stages of freshwater mollusks to neonicotinoid and butenolide insecticides, Environmental Pollution 218: 428-435, DACO: 9.3.4
2796398	Camp, A.A. and D.B Buchwalter. 2016. Can't take the heat: Temperature-enhanced toxicity in the mayfly Isonychia bicolor exposed to the neonicotinoid insecticide imidacloprid. Aquat. Toxicol. 178: 49-57, DACO: 9.3.4
2862808	United States Environmental Protection Agency, 2017, Preliminary Aquatic and Non-Pollinator Terrestrial Risk Assessment to Support the Registration Review of Clothianidin, DACO: 12.5.8, 12.5.9
2912490	Raby, M., X. Zhao, C. Hao, D.G. Poirier and P.K. Sibley, 2018b, Chronic toxicity of 6 neonicotinoid insecticides to *Chironomus dilutus* and *Neocloeon triangulifer*, Environmental Toxicology and Chemistry 37(10): 2727-2739, DACO: 9.3.4,9.9
2912491	Raby, M., X. Zhao, C. Hao, D.G. Poirier and P.K. Sibley, 2018c, Relative chronic sensitivity of neonicotinoid insecticides to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna*, Ecotoxicology and Environmental Safety 163: 238-244, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.086, DACO: 9.3.4,9.9
2912492	Cavallaro, M.C., K. Liber, J.V. Headley, K.M. Peru and C.A. Morrissey, 2018, Community-level and phenological responses of emerging aquatic insects exposed to three neonicotinoid insecticides: An in situ wetland limnocorral approach, Environmental Toxicology and Chemistry 37(9): 2401-2412, DACO: 9.3.4,9.9
2912493	Salerno, J., C.J. Bennett, E. Holman, P.L. Gillis, P.K. Sibley and R.S. Prosser, 2018, Sensitivity of multiple life-stages of 2 freshwater mussel species (Unionidae) to various pesticides detected in Ontario (Canada) surface waters, Environmental Toxicology and Chemistry 37(11): 2871-2880, DACO: 9.3.4,9.9

Numéro de document de l'ARLA	Références
2975959	Bartlett A.J., A.M. Hedges, K.D. Intini, L.R. Brown, F.J. Maisonneuve, S.A. Robinson, P.L. Gillis and S.R. de Solla, 2019, Acute and chronic toxicity of neonicotinoid and butenolide insecticides to the freshwater amphipod, *Hyalella azteca*, Ecotoxicology and Environmental Safety 175: 215-223, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.038, DACO: 9.3.4,9.9
2978128	Russo, R., S-B. Haange, U. Rolle-Kampcyzk, M. von Bergen, J.M. Becker and M. Liess, 2018, Identification of pesticide exposure-induced metabolic changes in mosquito larvae, Science of the Total Environment 643: 1533-1541, DACO: 9.3.4
3050935	Cavallaro, M.C., A.R. Main, K. Liber, I.D. Phillips, J.V. Headley, K.M. Peru and C.A. Morrissey, 2019, Neonicotinoids and other agricultural stressors collectively modify aquatic insect communities, Chemosphere 226: 945-955, DACO: 8.6
3076589	Maloney, E.M., K. Liber, J.V. Headley, K.M. Peru and C.A. Morrissey, 2018b, Neonicotinoid insecticide mixtures: Evaluation of laboratory-based toxicity predictions under semi-controlled field conditions, Environnmental Pollution 243: 1727-1739, DACO: 9.3.6,9.9
3078943	Macaulay, S.J., K.J. Hageman, R.E. Alumbaugh, S.M. Lyons, J.J. Piggott and C.D. Matthaei, 2019, Chronic toxicities of neonicotinoids to nymphs of the common New Zealand mayfly *Deleatidium* spp., Environmental Toxicology and Chemistry 38(11): 2459-2471, DACO: 9.3.4,9.9
3131079	Schaafsma, A., V. Limay-Rios and L.G. Forero. 2018. The role of field dust in pesticide drift when pesticide-treated maize seeds are planted with vacuum-type planters. Pest. Manag. Sci. 74: 323-331., DACO: 8.6
3131564	Arora, K, S.K. Mickelson, M.J. Helmers and J.L. Baker. 2010. Review of pesticide retention processes occurring in buffer strips receiving agricultural runoff. J. Amer. Water Resources Assoc. 46(3): 618-647, DACO: 8.6
3131565	Carluer, N., C. Lauvernet, D. Noll, and R. Munoz-Carpena. 2017. Defining context-specific scenarios to design vegetated buffer zones that limit pesticide transfer via surface runoff. Sci. Tot. Environ. 575: 701-712, DACO: 8.6
3131567	Dillaha, T.A., J.H. Sherrard, and D. Lee. 1986. Long-term effectiveness and maintenance of vegetative filter strips. Virginia Water Resources Research Center, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, US, Bulletin 153. DACO: 8.6
3131570	Liu, W., W. Zheng, and J. Ga. 2002. Competitive sorption between imadocloprid and imadocloprid-urea on soil clay minerals and humic acids. J. Agric. Food Chem. 50: 6823-6827, DACO: 8.6
3131571	Patty, L., B. Réal., and J.J. Gril. 1997. The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. Pestic. Sci. 49: 243-251, DACO: 8.6

Numéro de document de l'ARLA	Références
3131573	Reichenberger, S. R. Sur, C. Kley, S. Sittig, and S. Mults. 2019. Recalibration and cross-validation of pesticide trapping equations for vegetative filter strips (VFS) using additional experimental data. Sci. Tot. Environ. 647: 534-550, DACO: 8.6
3131574	Satkowski, L.E., K.W. Goyne, S.H. Anderson, R.N. Lerch, E.B. Webb, and D.D. Snow. 2018. Imidacloprid sorption and transport in cropland, grass buffer, and riparian buffer soils. Vadose Zone J. 17:170139. doi:10.2136/vzj2017.07.0139, DACO: 8.6
3131576	Schulte, L.A., J. Niemi, M.J. Helmers, *et al*. 2017. Prairie strips improve biodiversity and the delivery of multiple ecosystem services from corn-soybean croplands Proc. Nat. Acad. Sci. 114(42): 11247-11252, DACO: 8.6
3131577	USDA. 2000. Conservation buffers to reduce pesticide losses. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. March 2000, DACO: 8.6
3131578	Yu. C., P. Duan, Z. Yu, and B. Ga. 2019. Experimental and model investigations of vegetative filter strips for contaminant removal: a review. Ecol. Eng. 126: 25-36, DACO: 8.6
3195909	Statistics Canada. 2021a. Estimated areas, yield, production, average farm price and total farm value of principal field crops, in metric and imperial units. Statistics Canada. Table 32-10-0359-01: Estimated areas, yield, production, average farm price and total farm value of principal field crops, in metric and imperial units. DOI: https://doi.org/10.25318/3210035901-eng, DACO: 8.6
3195973	OMAFRA (Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs). 2017. Agronomy Guide for Field Crops - Publication 811, OMAFRA (Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs). 2017. Agronomy Guide for Field Crops - Publication 811. Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs. Queen's Printer for Ontario, 2017, DACO: 8.6
3195974	Statistics Canada. 2021b. Area, production and farm value of potatoes. Statistics Canada. Table 32-10-0358-01: Area, production and farm value of potatoes. DOI: https://doi.org/10.25318/3210035801-eng, DACO: 8.6
3195975	Statistics Canada. 2021c. Area, production and farm gate value of marketed fruits. Statistics Canada. Table 32-10-0364-01: Area, production and farm gate value of marketed fruits. DOI: https://doi.org/10.25318/3210036401-eng, DACO: 8.6
3195976	Statistics Canada. 2021d. Area, production and farm gate value of marketed vegetables. Table 32-10-0365-01: Area, production and farm gate value of marketed vegetables DOI: https://doi.org/10.25318/3210036501-eng, DACO: 8.6

Numéro de document de l'ARLA	Références
3195977	Statistics Canada. 2021e. The 2021 Census of Agriculture and sod production in Canada. Date modified: 2021-01-20. https://census.gc.ca/resources-ressources/cst-tsc/agriculture/sod-gazon-eng.htm, DACO: 8.6
3195978	USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2005. Golf Course Adjustment Factors for Modifying Estimated Drinking Water Concentrations and Estimated Environmental Concentrations Generated by Tier I (FIRST) and Tier II (PRZM/EXAMS) Models, DACO: 8.6
3197050	Government of Ontario. 2020. Neonicotinoid rules for growers - What corn and soybean growers need to know about rules for neonicotinoid-treated seed (Class E pesticides). Ministry of the Environment, Conservation and Parks. August 19, 2020. https://www.ontario.ca/page/neonicotinoid-rules-growers, DACO: 8.6
3197055	Government of Quebec. 2018. Regulation amending the Pesticides Management Code - Regulation amending the Regulation respecting permits and certificates for the sale and use of pesticides. Ministry of the Environment and the Fight against Climate Change. October 2018. http://www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/permis/modif-reglements2017/classification.htm, DACO: 8.6

Renseignements non publiés

Numéro de document de l'ARLA	Références
3014284	European Commission Health and Consumer Protection Directorate-General, 2005, Review Report for the Active Substance Clothianidin, SANCO/10533/05 - Final, 18 January 2005, DACO: 12.5
3131569	2017. A report prepared for the Agriculture and Agri-Food Canada Multi-Stakeholder Forum (Mitigation Working Group) for Neonicotinoids., DACO: 8.6

Évaluation de la surveillance des eaux

Renseignements publiés

Numéro de document de l'ARLA	Références
2879350	Challis, J.K., L.D. Cuscito, S. Joudan, K.H. Luong, C.W. Knapp, M.L. Hanson and C.S. Wong, 2018, Inputs, source apportionment, and transboundary transport of pesticides and other polar organic contaminants along the lower Red River, Manitoba, Canada, Science of the Total Environment 635: 803-816, DACO: 8.6

Numéro de document de l'ARLA	Références
2895037	Giroux, I., 2018, État de situation sur la présence de pesticides au lac Saint-Pierre, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'information sur les milieux aquaticques. Available: www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/etat-presence-pesticides.pdf, DACO : 8.6
2945668	Metcalfe, C.D., P. Helm, G. Paterson, G. Kaltenecker, C. Murray, M. Nowierski, and T. Sultana, 2018, Pesticides related to land use in watersheds of the Great Lakes basin, Science of the Total Environment 648: 681-692, DACO: 8.6
2965069	Giroux, I., 2019, Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya - 2015 à 2017, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, DACO : 8.6
2991134	Montiel-León, J.M., G. Munoz, S.V. Duy, D.T. Do, M.-A. Vaudreuil, K. Goeury, F. Guillemette, M. Amyot and S. Sauvé, 2019, Widespread occurrence and spatial distribution of glyphosate, atrazine, and neonicotinoids pesticides in the St. Lawrence and tributary rivers, Environmental Pollution 250: 29-39, DACO: 8.6

Renseignements non publiés

Numéro de document de l'ARLA	Références
2929764	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques, 2018, Unpublished water monitoring data for imidacloprid, clothianidin and thiamethoxam in Quebec surface water in 2018, DACO : 8.6
3032989	Ontario Ministry of Environment, Conservation and Parks, 2019, OMECP monitoring studies for the year 2015 and 2016 on pesticides, including neonicotinoids, in pollen, drinking water, soil, streams, and bumblebees, as well as baseline aquatic invertebrate community assemblages in southwestern Ontario, DACO: 8.6
3070884	Ontario Ministry of the Environment and Climate Change and Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs, 2019, Pesticide Network 2012-2014 and 2015-2016 Neonic Data, DACO: 8.6
3157906	Ontario Ministry of the Environment, Conservation and Parks and Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs, 2019, Pesticide Network 2017-2018 Neonic Data, DACO: 8.6
3167918	Manitoba Agriculture, 2018, Neonicotinoid monitoring in surface and ground water in Manitoba 2018, DACO: 8.6

Numéro de document de l'ARLA	Références
3167930	Manitoba Agriculture, 2018, Manitoba Raw Neonicotinoid Monitoring Data for 2018 combined with site information, crop maps and precipitation, DACO: 8.6
3167945	Saskatchewan Ministry of Agriculture and Water Security Agency, 2018, Saskatchewan water monitoring program for neonicotinoid pesticides 2018, DACO: 8.6
3167960	Saskatchewan Ministry of Agriculture and Water Security Agency, 2018, Saskatchewan Raw Water Monitoring Data for Neonicotinoid Pesticides 2018 combined with station and watershed information, DACO: 8.6
3167965	Alberta Agriculture and Forestry, 2018, Neonicotinoids in surface water from Alberta's agricultural areas: 2018 Report, DACO: 8.6
3167971	Alberta Agriculture and Forestry, 2018, Appendix 4: Map Book, included as an accompanying external file to the document, "Neonicotinoids in surface water from Alberta's agricultural areas: 2018 Report", DACO: 8.6
3167974	Alberta Agriculture and Forestry, 2018, Raw monitoring data for "Neonicotinoids in surface water from Alberta's agricultural areas: 2018 Report", including data on five other insecticides, DACO: 8.6
3167979	Ducks Unlimited Canada, 2018, Final Report - Prairie Wetland Neonicotinoid Monitoring Program; October 2018, DACO: 8.6
3167980	Ducks Unlimited Canada, 2018, Raw data file for Final Report - Prairie Wetland Neonicotinoid Monitoring Program; October 2018, DACO: 8.6
3167985	British Columbia Ministry of Agriculture, 2018, Final Summary - Water Monitoring for Neonicotinoid Pesticides in British Columbia - 2018, DACO: 8.6
3168173	British Columbia Ministry of Agriculture, 2018, Raw data file for: "Final Summary - Water Monitoring for Neonicotinoid Pesticides in British Columbia - 2018", DACO: 8.6
3169036	Saskatchewan Ministry of Agriculture and Water Security Agency, 2019, Saskatchewan water monitoring program for neonicotinoid pesticides 2019, DACO: 8.6
3169037	Saskatchewan Ministry of Agriculture and Water Security Agency, 2019, Saskatchewan Raw Water Monitoring Data for Neonicotinoid Pesticides 2019 combined with information on stream flow, precipitation, site and crop types in the watersheds, DACO: 8.6
3169038	Prince Edward Island Department of Communities, Land and Environment, 2018, Prince Edward Island water and sediment monitoring data and ancillary information for neonicotinoids, glyphosate and other pesticides in 2018, DACO: 8.6
3169611	Canadian Canola Growers Association, 2019, Neonicotinoid monitoring data in Saskatchewan and Alberta wetlands in 2019 combined with wetland assessments and sampling location information, DACO: 8.6